

LUONTO JA
LUONNONVARAT

Risto Heikkinen, Pekka Puntila,
Raimo Virkkala ja Ari Rajasärkkä

Suojelualueverkon
merkitys metsälajistolle:
lehtojen putkilokasvit,
metsien lahoppuukovakuoriaiset,
havu- ja sekametsien linnut



Risto Heikkinen, Pekka Punttila,
Raimo Virkkala ja Ari Rajasärkkä

Suojelualueverkon
merkitys metsälajistolle:
lehtojen putkilokasvit,
metsien lahopuukovakuoriaiset,
havu- ja sekametsien linnut

Risto Heikkinen¹, Pekka Punttila¹, Raimo Virkkala¹, ja Ari Rajasärkkä²

¹Suomen ympäristökeskus, Luonto- ja maankäyttöyksikkö, PL 140, 00251 Helsinki

²Metsähallitus, Pohjanmaan-Kainuun luontopalvelut, PL 81, 90101 Oulu

HELSINKI 2000



Painotuote

ISBN 952-11-0790-1

ISSN 1238-7312

Etukannen kuvat:

Seppo Tuominen: Kotisten vanhojen metsien suojelualueelta

Markus Varesvuo: Pikkusieppo (*Ficedula parva*)

Petri Martikainen: Murroskolva (*Pytho abieticola*)

Juha Pykälä: Imikkä (*Pulmonaria obscura*)

Edita Oyj

Taitto: Diaidea Oy

Helsinki 2000 Helsingfors

Esipuhe

Suomen ympäristökeskuksen Luonto- ja maankäyttöyksikössä aloitettiin ympäristöministeriön toimeksiantona vuonna 1997 maamme luonnonsuojelualueverkon edustavuutta tarkasteleva hankekokonaisuus (Suojelualueverkon arviointi eli SAVA). Tätä tutkimusta on tehty yhteistyössä Metsähallituksen luonnonsuojelun ja Metsäntutkimuslaitoksen kanssa. SAVA:n tavoitteena on arvioida luonnonsuojelualueverkon nykyistä tilaa ja sen kykyä turvata maamme luonnon monimuotoisuuden säilyminen.

Luonnonsuojelualueverkon arvioinnista valmistui maaliskuussa 1999 ympäristöministeriölle luovutettu väliraportti, jossa oli 15 osatutkimusta. Näistä osatutkimuksista on tähän mennessä luonto- ja maankäyttöyksikössä julkaistu luonnonsuojelualueverkon arviointimenetelmiä tarkasteleva katsaus, geomorfologisten muodostumien suojelutilanteen arviointimahdollisuuksia kartoittava työ sekä metsien ja soiden suojelutilannetta valtakunnan metsien inventointiaineiston perusteella tarkasteleva tutkimus. Metsähallituksen luonnonsuojelu on julkaissut selvityksen, joka arvioi suojelualueverkon merkitystä eräille uhanalaisille nisäkäsjä lintulajeille.

Seuraavassa vaiheessa SAVA-hankkeen tutkimustuloksista julkaistaan useasta eri osatyöstä koostuva soidensuojelualueverkon arviointi sekä paikkatietojärjestelmiin perustuva suojelualueiden ja niitä ympäröivien alueiden maanpeitteen ja -käytön vertailu. Suojelualueverkon merkitystä uhanalaisille putkilokasveille, lajien suotuisan suojelun tason arviointia sekä luontodirektiivin kasvien ja selkärangattomien eläinten esiintymistä Suomen Natura 2000 -verkossa tarkastelevat työt valmistuvat vuodenvaihteeseen mennessä ja julkaistaneen ensi vuoden alussa. Rannikkoalueita ja sisävesiä koskevat työt sekä hankkeen loppuraportti valmistuvat v. 2001 aikana.

Nyt julkaistava metsien suojelualueverkkoa käsittelevä työ tarkastelee ole-massa olevan luonnonsuojelualueverkon sekä vahvistettujen suojeluohjelmien merkitystä metsien lajistollisen monimuotoisuuden säilyttämisessä. Työ koostuu kolmesta tutkimuksesta, joissa tarkastellaan lehtokasveja, lahoppuukovakuoriaisia sekä havu- ja sekametsien lintuja.

Töiden keskeinen sisältö voidaan kiteyttää seuraavasti. Metsien suojelualueiden määrä ja kokonaisala, erityisesti Etelä-Suomessa on riittämätön turvaamaan lajiston monimuotoisuuden säilymisen. Pohjois-Suomen laaja metsien suojelualueverkko on välttämätön siellä esiintyvän lajiston turvaamiseksi, mutta sillä ei voida säilyttää lajistoa, joka on keskittynyt Etelä-Suomeen. Mikäli Etelä-Suomen metsien suojelualueverkkoa ei laajenneta eikä talousmetsien hakkuukäytäntö olennaisesti muutu, erityisesti lahoppuusta riippuvaisten lajien häviäminen maastamme tulee olemaan määrällisesti hyvin merkittävää. Metsien suojeluohjelmien kohteet on valittu yleensä hyvillä kriteereillä, ja ne sijaitsevat lajistollisesti arvokkailla alueilla. Näin ollen kritiikki, jonka mukaan metsien suojelualueet olisi valittu lajistollisesti virheellisin perustein, ei tämän tutkimuksen mukaan ole perusteltua.

Vastikään julkaistussa Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelutarve-työryhmän raportissa käsitellään metsien suojelun ja käytön tematiikkaa laajasti. Aiemmin valmistunut metsien ja soiden suojelutilannetta valtakunnan metsi-

en inventointiaineiston perusteella tarkasteleva SAVA-hankkeen julkaisu ja nyt valmistuneet tutkimukset ovat tuottaneet merkittävästi aihepiirin tietoa, ja niitä on jo osin käytetty edellä työryhmän työssä. Luonnonsuojelualueiden metsien ennallistamiseen ja talousmetsien hoidon merkitykseen metsien monimuotoisuuden säilyttämisessä on kiinnitetty aikaisempaa enemmän huomiota. Tässä tutkimuksessa esitetty talousmetsien hoito-ohjeiden analyysi ja metsien ennallistamistarpeiden painottaminen täydentää mielestäni arvokkaalla tavalla Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelutarve -työryhmän johtopäätöksiä.

Heikki Toivonen
Tutkimusprofessori

Yhteenveto

Tämä raportti on osa Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikön luonnonsuojelualueverkon edustavuuden arviointi -hanketta (SAVA), jota on tehty ympäristöministeriön toimeksiannosta. Raportti koostuu kolmesta erillisestä tutkimuksesta, jotka käsittelevät olemassa olevan luonnonsuojelualueverkon sekä vahvistettujen suojeluohjelmien merkitystä metsien lajistollisen monimuotoisuuden säilyttämisessä. Työssä tarkasteltavat eliöryhmät, putkilokasvit, lahopuukovakuoriaiset ja metsälinnut muodostavat ekologialtaan monipuolisen kokonaisuuden. Suojelualueverkkoa onkin arvioitava usean eri eliöryhmän kannalta, jotta verkon edustavuudesta saadaan kokonaisvaltaisempi kuva. Keskittyminen vain tiettyihin lajeihin tai tiettyyn lajiryhmään voi helposti antaa väärän kuvan suojelualueverkosta ja sen edustavuudesta ja toimivuudesta.

Lehtokasvien suojelualueverkon edustavuuden arviointi on tärkeää, sillä lehdoissa on paljon vaateliasta ja uhanalaista lajistoa. Tässä työssä tutkittiin toteutetun suojelun kattavuutta ja komplementaarisuutta eli sitä, täydentääkö suojelualueverkkoon valittujen lehtojen joukko kasvilajistoltaan toisiaan mahdollisimman hyvin. Viime aikoina esitettyjen tutkimustulosten (myös lehtokasvien osalta) perusteella on väitetty, että suojelualueverkkoon ei ole valittu lajistoltaan tärkeimpiä kohteita.

Työssä tarkasteltiin suojelulehtojen komplementaarisuutta ja puutteita Uudellamaalla ja eteläboreaalisen metsäkasvillisuusvyöhykkeen vuokkovyöhykkeessä. Uudeltamaalta tutkimukseen otettiin mukaan 246 lehtoa, joista 126 on lehtojensuojeluohjelman kohteita tai muita jo rauhoitettuja lehtokohteita (yhdessä suojelulehdot), ja 120 suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolista lehtoa, jotka on luokiteltu maakunnallisesti tai paikallisesti arvokkaiksi. Vuokkovyöhykkeen tarkastelussa oli mukana 229 suojelulehtoa ja 293 ei-suojeltua lehtoa. Suojelulehtojen komplementaarisuutta tutkittiin askeltavasti etenevällä optimointialgoritmeilla, joka valitsi minimialueverkkoon ensiksi eniten harvinaisuuksia sisältävän lehdon. Sen jälkeen ohjelma valitsi uuden kohteen aina siten, että se täydentää jo valittuja lehtoja kasvilajistoltaan mahdollisimman hyvin. Ohjelmalla koottiin erikokoisia minimialueverkkoja, joissa tavoitteeksi asetettiin jokaisesta vaateliaasta lehto- tai lehtokorpi-lajista yksi esiintymä, 5, 10 tai 20 esiintymää.

Tulosten perusteella lehtojensuojeluohjelman kohteilla ja rauhoitetuilla lehdoilla on keskeinen osuus kasvilajistoltaan toisiaan hyvin täydentävien kohteiden minimialueverkossa. Sekä Uudenmaan että vuokkovyöhykkeen minimialueverkkoihin valikoitui tilastollisesti merkitsevästi enemmän suojelulehtoja kuin suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisia lehtoja. Esimerkiksi kun tavoitteeksi asetettiin vähintään viisi esiintymää jokaiselle vaateliaalle lehtokasville, Uudenmaan minimialueverkko koostui 40 suojelulehdosta ja viidestä muusta kohteesta.

Analyysit osoittavat, että rauhoitetut lehdot ja etenkin lehtojensuojeluohjelman kohteet on pääsääntöisesti valittu lajiston suhteen perustellusti. Nykyiset suojelulehdot muodostavatkin siten varsin hyvän lähtökohdan lehtokasvien suojeluun. Joitakin puutteita on kuitenkin myös havaittavissa, sillä täysin komplementaarista alueverkkoa suojelulehdot eivät kuitenkaan muodosta. Osa suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisista lehdoista täydentäisi merkittävästi suojelulehtojen verkkoa – etenkin kosteiden lehtojen kasvilajeilla on tutkimusalueella

niukasti esiintymiä nykyisessä suojelulehtojen verkostossa. Lisäksi on huomattava, että pienikokoisten suojelulehtojen kyky ylläpitää elinvoimaisia lehtokasvien ja niistä riippuvaisten lajien populaatioita pitkällä aikavälillä on epävarmaa. Suurin populaatioiden häviämiskasvi on uhanalaisilla lajeilla. Tutkimuksen 82 vaatelialaasta lehto- tai lehtokorpikasvilajista 12 on valtakunnallisesti ja kahdeksan alueellisesti uhanalaista sekä neljä silmälläpidettävää lajia. Valtakunnan metsien inventointien (VMI8 ja VMI9) perusteella lehdoista on suojeltu vain 1–2 %, joten lehtojen suojelualan lisääminen on tulevaisuudessa tärkeää.

Lahopuu on keskeinen elementti hyvin suurelle määrälle metsälajeja. Met-
siemme eliölajeista (yhteensä 20 000–25 000 metsälajia) noin 5 000 arvioidaan ole-
van lahoppuusta riippuvaisia. Lahoppuulajit ovat uhanalaistuneet metsien taloudel-
lisen käytön seurauksena. **Elinkelpoisten lahoppuukovakuoriaispopulaatioiden**
(lahoppuukovakuoriaislajeja maassamme 800) säilyttämisen vaatimuksia on tarkas-
teltu ottamalla huomioon sekä metsäluonnon suojelualueverkko että talousmet-
sien avainbiotoopit ja uudistetut metsänkäsittelyohjeet. Metsien suojelualuever-
kon arvioinnissa vertailut toisaalta talousmetsien ja luonnonmetsien ja toisaalta
talous- ja luonnonmetsämaisemassa sijaitsevien metsiköiden välillä ovat tärkeitä.

Metsien lahoppuun määrän ja lahoppuukovakuoriaisten lajirunsauden välillä
on selvä positiivinen korrelaatio, mikä on havaittavissa myös muissa lahoppuusta
riippuvaisissa eliöryhmissä. Lahoppuukovakuoriaisten lajirunsaus oli noin kolman-
neksen pienempi vanhoissa talousmetsissä kuin vanhoissa luonnonmetsissä. Li-
säksi neljä viidesosaa lajeista oli vähälukuisempia talousmetsissä kuin luonnon-
metsissä. Useiden vanhoissa luonnonmetsissä tyyppisten ja yleisten lajien havait-
tiin puuttuvan talousmetsistä sopivistakin lahoppuista, kun lahoppuun määrä alitti
tietyt kynnyksarvon. Myös metsämaiseman laatu vaikutti luonnontilaisten metsi-
köiden lajistoon. Mikäli luonnonmetsikköä ympäröivässä talousmetsämaisemas-
sa on vain vähän lahoppuuta ja luonnonmetsien osuus on alhainen, pienet suoje-
lualueet eivät näytä pystyvän säilyttämään vaatelialaisten lahoppuusta riippuvaisten
lajien populaatioita elinkelpoisina, vaan nämä lajit häviävät talousmetsien lisäksi
myös luonnonmetsäsiirpaleista.

Vanhoissa talousmetsissä lahoppuun määrä oli huomattavasti korkeampi kuin
nuoremmassa metsissä, jotka muodostavat lähes 90 % metsistämme. Lahoppuun
määrä Etelä-Suomen metsissä on vähentynyt 92–98 % luonnontilaiseen metsämai-
semaan verrattuna. Näin suuri lahoppuun määrän väheneminen saattaa aiheuttaa la-
jimäärän vähenemisen noin puoleen. Tästä seuraa se, että ennusteen mukaan yli
2 000 lahoppuulajia on pitkällä aikavälillä vaarassa kuolla sukupuuttoon maastam-
me ellei lahoppuun määrää saada kasvatetuksi.

Lahoppuun määrää tulisi kasvattaa sekä perustamalla suojelualueita, joissa
lahoppuun määrää lisätään metsien ennallistamisella, että lisäämällä lahoppuuta ta-
lousmetsissä eli koko metsämaisemassa. Lahoppuulajiston säilyttämisessä tulisi
kiinnittää huomiota lahoppuun määrän lisäksi lahoppuun laatuun ja jatkumoon.
Järeä lahoppuu (läpimitta yli 50 cm) on lajistolle kaikkein tärkeintä. Lahoppuut ovat
laikuttain esiintyvä resurssi, joka on jatkuvassa muutostilassa. Huomattava osa
uhanalaisista lahoppuukovakuoriaisista suosii avoimia paikkoja. Tästä syystä van-
hojen metsien suojelun lisäksi on tärkeää keskittää resursseja nuorten luonnon-
metsien synnyttämiseen sekä polttamalla talouskäytössä olleita metsiä suojelu-
alueilla että suojelemalla metsäpaloalueita.

Suojelualueverkon merkitystä **havu- ja sekametsien lintulajistolle** tarkastel-
tiin koko maan suojelualueverkossa tehtyjen lintulaskentojen perusteella. Las-
kentoja (yhteensä 8 800 linjakm) tehtiin alueellisesti edustavasti suojelualueiden
ja -ohjelmien kohteissa, joiden kokonaisala oli noin 80 % suojelualueiden ja -oh-
jelmien kokonaisalasta. Työn tavoitteena oli selvittää, miten erilaisen levinneisyy-
den omaavat lajit esiintyvät suojelualueverkossa ja mikä on lajien populaatio-
tiheys tässä alueverkossa maan eri osissa. Tutkimuksessa tarkasteltiin 32 lajia, jot-

ka käsittivät useita uhanalaisia lajeja, taantuneita lajeja ja vanhoja metsiä suosivia lajeja. Metsälinnuston runsaimpia, monilla ympäristötyypeillä esiintyviä, ns. generalistilajeja ei tutkimuksessa otettu huomioon.

Tutkituista lajeista 17 oli keskittynyt Suomen eteläpuoliskon ja yhdeksän pohjoispuoliskon suojelualueille. Neljän lajin tiheydet olivat korkeimmat Väli-Suomessa ja vain kahden lajin tiheys ei eronnut suojelualueverkossa maan etelä- ja pohjoisosissa. Lisäksi kahdeksan lajin tiheydet olivat maan itäosan suojelualueilla korkeammat kuin länsiosan. Pohjoisten lajien populaatioista keskimäärin noin kolmanneksen arvioitiin olevan suojelualueilla, mutta eteläisten alle 10 %.

Nykyinen suojelualueverkko on edustava vain niille lajeille, joiden levinneisyyden painopiste on pohjoisborealisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä. Sen sijaan suojelualueverkko ei turvaa hemi-, etelä- tai keskiborealiselle vyöhykkeelle keskittynyttä lajistoa. Tulokset korostavat maan etelä- ja itäosien metsien suojelun merkitystä metsälintupopulaatioiden säilyttämiselle. Tiettyyn vyöhykkeeseen (pohjoisboreaalinen) keskittyneen suojelualueverkkomme avulla voidaan turvata vain osa boreaalisen vyöhykkeen lajistosta, vaikka boreaalisen vyöhykkeen lajit ovat laajalle levinneitä. Tämä johtuu siitä, että lajien tiheysmuutos on erittäin suuri etelä-pohjoinengradientilla.

Metsien suojelualueiden määrä ja kokonaisala, erityisesti Etelä-Suomessa, on riittämätön turvaamaan lajiston monimuotoisuuden säilymisen. Pohjois-Suomen laaja metsien suojelualueverkko on perusteltu ja välttämätön siellä esiintyvän lajiston turvaamiseksi, mutta Pohjois-Suomen suojelualueverkolla ei voida säilyttää lajistoa, joka on keskittynyt Etelä-Suomeen. Metsien suojeluohjelmien kohteet on valittu yleensä hyvillä perusteilla, ja ne sijaitsevat lajistollisesti arvokkailla alueilla.

Sisällys

<i>Lehtokasvien suojelualueverkon edustavuus Uudella- maalla ja vuokkovyöhykkeessä</i>	9
---	----------

Risto Heikkinen

<i>Metsien suojelualueverkon merkitys lahoppuukovakuo- riaisten elinkelpoisten populaatioiden säilymiselle Etelä-Suomessa</i>	49
--	-----------

Pekka Punttila

<i>Suojelualueverkon merkitys havu- ja sekametsien lintulajistolle</i>	97
---	-----------

Raimo Virkkala ja Ari Rajasärkkä

Risto Heikkinen

Lehtokasvien suojelualueverkon edustavuus Uudellamaalla ja vuokkovyöhykkeessä

Suomen ympäristökeskus, Luonto- ja maankäyttöyksikkö, PL 140, 00251 Helsinki

HELSINKI 2000

Tiivistelmä

Lehdot ovat hyvällä maaperällä kasvavia metsiä, joita luonnehtii monipuolinen kasvillisuus ja vaatelias kasvilajisto. Lehtojen suojelussa on tärkeää, että suojeltavat kohteet ovat kasvillisuudeltaan edustavia ja lisäksi muodostavat toisiaan hyvin täydentävän (komplementaarisen) alueverkon, jossa mikään vaatelias lehtokasvi tai lehtotyyppi ei ole aliedustettuna. Tässä tutkimuksessa selvitetään suojelulehtojen alueverkon komplementaarisuutta ja puutteita Uudellamaalla ja vuokkovyöhykkeessä. Uudenmaan tutkimusaineisto koostuu 246 ja vuokkovyöhykkeen 522 lehtoalueen putkilokasvitiedoista. Uudenmaan lehdoista 57 on lehtojen suojeluohjelman kohteita, 69 muuta suojelulehtoa, 120 suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolista maakunnallisesti tai paikallisesti arvokasta lehtoa. Vuokkovyöhykkeen vastaavat luvut ovat 108, 121 ja 293.

Suojelulehtojen alueverkon komplementaarisuutta tutkittiin askeltavasti etenevällä MSET-algoritmillä. Algoritmi valitsee minimialueverkkoon ensiksi eniten harvinaisuuksia sisältävän lehdon ja sen jälkeen uuden kohteen aina siten, että se täydentää aiemmin valittuja lehtoja kasvilajistoltaan mahdollisimman hyvin. Ohjelmalla koottiin erikokoisia minimialueverkkoja, joissa tavoitteeksi asetettiin jokaisesta vaateliaslehtoa tai lehtokorpilajista 1 esiintymä, 5, 10 tai 20 esiintymää. Tulosten perusteella lehtojensuojeluohjelman kohteilla ja rauhoitetuilla lehdoilla on keskeinen osuus kasvilajistoltaan toisiaan hyvin täydentävien kohteiden minimialueverkoissa. Sekä Uudenmaan että vuokkovyöhykkeen minimialueverkkoihin valikoituu tilastollisesti merkitsevästi enemmän suojelulehtoja kuin suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisia lehtoja. Esimerkiksi jos tavoitteeksi asetetaan vähintään 5 esiintymää jokaiselle vaateliaslehtokasville, Uudellamaalla tavoitteen täyttävä minimialueverkko koostuu 40 suojelualueesta tai suojeluohjelman kohteesta sekä 5 muusta lehdestä. Rauhoitetut lehdot ja etenkin lehtojensuojeluohjelman kohteet muodostavat siten lähtökohdissaan hyvän alueverkon, jossa on sekä arvokkaita yksittäisiä luontopiirteitä (esimerkiksi edustavat jalopuu-esiintymät) sisältäviä lehtoja että kasvilajistoltaan toisiaan varsin hyvin täydentäviä lehtoja.

Täysin komplementaarinen suojelulehtojen verkko ei ole, sillä osa suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisista lehdoista voisi täydentää alueverkkoa merkitävästi. Sekä optimointialgoritmi- että monimuuttuja-analyysien perusteella Uudenmaan pohjoisosien kivikkoiset lehtokorvet ja sisämaan savipohjaiset purolaaksot ovat puutteellisesti edustettuina suojelulehtojen verkossa. Myös vuokkovyöhykkeessä edustavien rehevien puronvarsilehtojen ja lehtokorpien suojelutasoa voisi parantaa. Monimuuttuja-analyysien mukaan myös Uudenmaan lounaisosien laidunnetut ja jalopuiden luonnehtimat kuivat lehtomäet ovat aliedustettuina suojelualueverkoissa. Yksittäisten lajien suhteen sekä Uudellamaalla että vuokkovyöhykkeessä on eräitä etupäässä kosteiden lehtojen kasvilajeja (esimerkiksi hajuheinä ja korpisorsimo), joilla on niukasti esiintymiä nykyisessä suojelulehtojen verkossa. Niiden tilannetta tulisi parantaa ottamalla suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuoliset, lehtokasvillisuudeltaan edustavat esiintymät mukaan suojelun piiriin.

Mitä ilmeisemmin lehdoilla on lisäsuojelutarvetta myös sen johdosta, että suojelulehtomme ovat pääasiassa pienikokoisia. Niiden yhteenlaskettu pinta-ala

on myös varsin pieni, VMI8:n ja VMI9:n tulosten perusteella noin 1–2% lehtojen kokonaispinta-alasta. Pienikokoisten suojelulehtojen kyvystä kestää niiden lähiympäristössä tapahtuvia haitallisia muutoksia ja ylläpitää elinvoimaisia vaate-
liaiden lehtokasvien populaatioita pitkällä aikavälillä ei ole varmuutta. Toisaalta metsälain ja luonnonsuojelulain mukaiset arvokkaat lehtobiotoopit voivat teoriassa edesauttaa lehtokasvien alueellisten populaatioiden säilymistä, mutta merkityksen laajuuden selvittäminen vaatii tutkimusta. Kuinka pitkälti lähtökohdiltaan varsin edustava suojelulehtojen verkko toteuttaa lehtojen suotuisan suojelun tason, on vielä ennenaikaista arvioida. Lehtojen suojelutilanteen arvioimiseen tuleekin palata, kun käytettävissä on uutta tutkimustietoa niin lehdoista kuin metsälain arvokkaiden luontotyyppien merkityksestä lajipopulaatioiden säilymiselle.

Sisällys

1	Johdanto	13
2	Aineisto ja menetelmät	16
2.1	Tutkimusalueet ja -aineisto	16
2.2	Tutkimusmenetelmät	18
3	Tulokset	20
3.1	Uusimaa	20
3.2	Vuokkovyöhyke	25
4	Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset	29
4.1	Uudenmaan ja vuokkovyöhykkeen suojelulehtojen verkoston edustavuudesta	29
4.2	Suojelulehtojen alueverkon puutteista Uudellamaalla ja vuokkovyöhykkeessä	30
4.3	Menetelmällisiä näkökulmia	32
4.4	Loppupäätelmiä	34
	Kiitokset	37
	Kirjallisuus	38
	Liitteet	41
	Liite 1. Monimuuttuja- ja optimointialgoritmi-analyyseihin mukaan otetut putkilokasvilajit Uudellamaalla ja vuokkovyöhykkeessä	41
	Liite 2. Uudenmaan 244 lehtokohteen ryhmittelyä kuvaava dendrogrammi	46

Johdanto

Lehdot kuuluvat Suomen metsäluonnon arvokkaimpiin luontotyyppeihin. Suotuisien kasvupaikkatekijöiden ansiosta lehtometsät ovat metsistämme rehevimpiä ja kasvilajistoltaan runsaslajisimpia. Lehdot tarjoavat myös lukuisille eläin- ja sienilajeille soveliaan elinympäristön (Alanen 1990, Alanen ym. 1995).

Maamme lehtokasvillisuus on monimuotoista, sillä useat ekologiset tekijät vaikuttavat lehtokasvien esiintymiseen. Näistä tärkeimmät ovat kosteus ja ravinteisuus. Niiden suhteen erotetaan kuusi lehtojen pääluokkaa: kuivat, tuoreet ja kosteat lehdot, ja näissä kaikissa keski- ja runsasravinteiset lehdot (Komiteanmietintö 1988, Alanen ym. 1995). Muita merkittäviä ekologisia tekijöitä ovat metsien sukkessio, jyrkenteiden läheisyys, tulvat ja lähteisyys sekä perinteinen laidunnus. Eteläisissä lehdoissa lehtipuustoa on usein runsaasti ja niissä voi esiintyä myös jaloja lehtipuita. Osa eteläisistä ja etenkin pohjoiset lehdot ovat havupuuvaltaisia, mutta niidenkin kasvillisuus on useimmiten monikerroksista – pensaita on paljon ja vaateliaat ruoho- ja heinävärtiset kasvit luonnehtivat kenttäkerrosta (Hinneri 1980, Alanen ym. 1995).

Lehdot keskittyvät maaperältään suotuisammille paikoille, etenkin emäksisiä ja kalkkipitoisia kivilajeja sisältävän kallioperän alueille (Hinneri 1980, Kaakinen 1982). Maaperä- ja pienilmasto-oloiltaan suotuisia paikkoja ovat esimerkiksi kalliojyrkenteiden edustat, kosteat puronotkelmat, vesistöjen rantojen savimaat sekä hieyvät, lössimäisen rapautumisaineksen ja hietta-savipitoisen moreenin luonnehtimat harjurinteet. Lehtojen maaperä eroaa kangasmetsien maaperästä merkittävästi. Tyypillinen lehtomaa on pintaosiltaan runsasravinteista ja kuohkeaa multaa eikä siinä esiinny kangasmetsien podsolimaille tyypillistä huuhtoutumista (Hinneri 1980, Alanen 1990, 1998).

Lehtojen pinta-ala on Etelä-Suomessa noin 1 % kasvullisen metsämaan alasta (Alanen ym. 1995). Lehdot ovat olleet alunperinkin – lehtokeskuksia (ks. Kaakinen 1982) lukuun ottamatta – melko harvinaisia. Suurin syy lehtojen harvinaisuuteen on kuitenkin se, että pääosa niistä otettiin viljelyskäyttöön jo varhain (Alanen ym. 1995). Useimmiten lehtoja on säilynyt pieninä kaistaleina vaikeasti pelloiksi raivattavissa kohdissa, kuten kivikkorinteillä ja puronotkelmissa.

Useat lehtometsien kasvi- ja eläinlajit ovatkin harvalukuisia ja menestyvät pääasiassa tai ainoastaan lehtometsissä. Lehtojen luonnonsuojelullinen merkitys pohjautuu tähän luontotyyppin harvinaisuuden ja toisaalta monilajisen, mutta yksilömäärältään niukan ja vaateliaan lajiston yhdistelmään. Uusimman uhanalaisluokittelun (Rassi ym. 2000) mukaan Suomessa on 27 uhanalaista putkilokasvia, joiden pääasiallinen kasvupaikka on lehdot. Etelä-Suomessa esiintyviä erittäin uhanalaisia ovat esimerkiksi punavalkku (*Cephalanthera rubra*), lehtonoidanlukko (*Botrychium virginianum*), lehtolitukka (*Cardamine impatiens*) ja lehtonata (*Festuca gigantea*), vaarantuneita muun muassa taponlehti (*Asarum europaeum*), tikankontti (*Cypripedium calceolus*) ja metsänemä (*Epipogium aphyllum*). Lisäksi 11 muuta uhanalaista putkilokasvia esiintyy pääasiallisen biotooppinsa ohella usein myös lehdoissa.

Ensimmäiset lehdot rauhoitettiin Suomessa jo 1920-luvulla, mutta niiden häviäminen on jatkunut huolestuttavan voimakkaana (Alanen 1992). Tilannetta paransi 1980-luvulla tehty laaja valtakunnallinen lehtoinventointi. Valtioneuvos-

to teki vuonna 1989 sen tulosten pohjalta periaatepäätöksen valtakunnallisesta lehtojensuojeluohjelmasta (Komiteanmietintö 1988). Suojeluohjelmaan sisältyneet 436 lehtoaluetta on valittu arvioimalla seikkaperäisesti noin 1800 lehdon luontopiirteitä.

Lehtojen monimuotoisuus, uhanalaiset lehtolajit ja lehtojen harvinaisuus asettavat niiden suojeluun tiettyjä tavoitteita: (1) suojelulehtojen tulisi olla kasvilisuudeltaan ja lajistoltaan edustavia ja monipuolisia ja / tai niiden lajistoon pitäisi sisältyä lehdoille luonteenomaisten kasvilajien ohella myös uhanalaisia, vaate-liaita tai muuten luonnonsuojelubiologisesti tärkeitä lajeja (ks. Komiteanmietintö 1988, Alanen 1992), (2) niiden tulisi olla riittävän isokokoisia tai muuten edustavia, jotta ne olisivat mahdollisimman hyvin puskuroituneita lähiympäristössä tapahtuviin haitallisiin muutoksiin (ks. Soulé & Simberloff 1986, Angelstam 1992, Virkkala 1996), ja (3) yksittäisten suojelulehtojen tulisi muodostaa toisiaan hyvin täydentävien kohteiden alueverkko, jossa mikään lajiston osa tai lehtotyyppi ei ole aliedustettuna tai puutu kokonaan (ks. Sætersdal & Birks 1993, Sætersdal ym. 1993).

Useat aiemmin rauhoitetuista lehdoista ja valtakunnallisen lehtojensuojeluohjelman kohteet (eli yhdessä ”suojelulehdot”) täyttävät ainakin ensimmäisen kriteerin. Lehtojensuojeluohjelman kohteiden valinnassa käytetyn pisteytysmenetelmän pääkriteereitä olivat nimenomaan lehtokasvillisuuden ja -kasviston monipuolisuus ja laatu. Kasviston edustavuuden arvioinnissa painotettiin vaate-liaiden ja uhanalaisten putkilokasvien lajimäärää. Siten ohjelman myötä suojelun piiriin tuli merkittävä osa useiden uhanalaisten lehtokasvien kasvupaikoista (Alanen 1992).

Maamme suojelulehtoja ei ole vielä juurikaan arvioitu kolmannen kriteerin eli suojelualueverkon näkökulmasta (ks. kuitenkin Virolainen 1999, Honka 2000). Tietomme siitä, minkälaisen otoksen suojelulehdot sisältävät tietyllä alueella esiintyvistä lehtokasvillisuudesta ja -kasvistosta, ovat vajavaisia. On syytä tutkia, miten hyvin suojelulehdot kattavat lehtokasvien esiintymät alueella ja kuinka merkittävä rooli niillä on kasvilajistoltaan toisiaan hyvin täydentävien (komplementaaristen) lehtojen alueverkoissa (ks. Pressey ym. 1993, Sætersdal ym. 1993, Williams ym. 1996).

Suojelualueverkon komplementaarisuuden ja puutteiden selvittäminen on tärkeää, sillä mahdollisuudet luontotyyppien esiintymien suojeluun vähenevät koko ajan ja useissa maissa vain pieni osa pinta-alasta voidaan rauhoittaa suojelualueiksi (ks. Pressey ym. 1993, Pressey 1994, Bibby 1998). Siksi luonnonsuojelualueiden valinnassa tulisi tähdätä eliölajiston tasapuolisesti ja tehokkaasti kattavaan alueverkkoon, joka tarjoaisi hyvän lähtökohdan suojelualuejärjestelmälle. Jos suojelualueiden valinta kohdistuu yksipuolisesti tietynlaisiin luontotyyppeihin (esimerkiksi vähätuottoisiin alueisiin), puutteiden korjaaminen on jatkossa resurssien rajallisuuden takia hankalampaa (mm. Bedward ym. 1992, Pressey & Tully 1994).

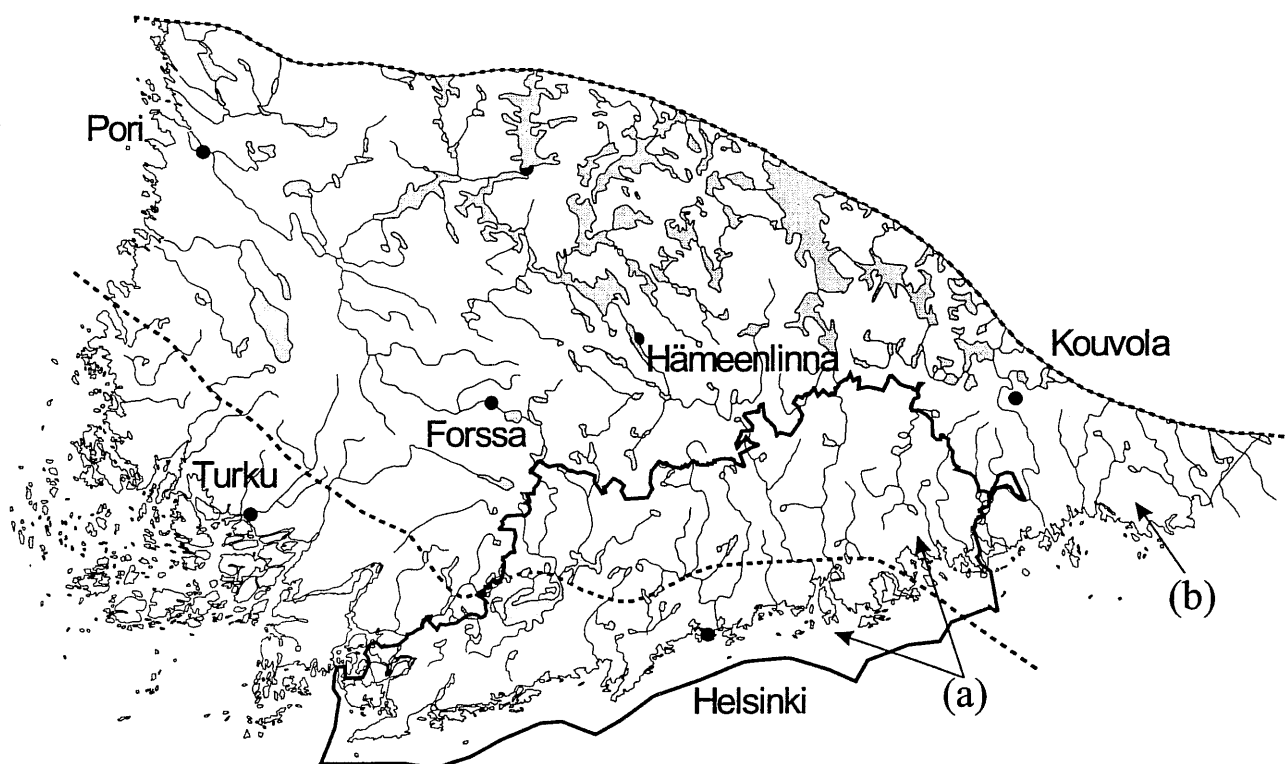
Lehtojensuojeluohjelman valmistelun aikana kertynyt inventointiaineisto ja muut alueelliset lehtoselvitykset tarjoavat hyvän lähtökohdan suojelulehtojen alueverkon tarkasteluun. Keskeisiä tutkimusmenetelmiä ovat monimuuttujamenetelmät ja etenkin optimointialgoritmit (ks. Heikkinen ym. 1999). Voidaan esimerkiksi selvittää, sisältyykö optimointiohjelmilla koottuihin komplementaariisiin minimialueverkkoihin nykyisen suojelualueverkon ulkopuolisia kohteita. Tälle tarkastelulle on tarvetta myös siksi, että lehtojensuojeluohjelman kohteiden valinta perustui luontopiirteiden pisteytyksiin. Pisteytysmenetelmällä on tiettyjä puutteita. Niillä valitut kohteet alkavat usein toistaa toistensa luontopiirteitä sen sijaan, että ne täydentäisivät tehokkaasti toisiaan (Margules ym. 1988, Pressey & Nicholls 1989, Sætersdal ym. 1993, Williams ym. 1996).

Tässä työssä selvitetään Uudenmaan ja vuokkovyöhykkeen suojelulehtojen alueverkon edustavuutta. Työssä (1) arvioidaan sitä, kuinka kyseiset alueverkot kattavat alueellisen lehtokasvilajiston esiintymät, (2) tutkitaan, kuinka merkittävä osuus suojelulehdoilla on kasvilajistoltaan toisiaan mahdollisimman hyvin täydentävien kohteiden minimalueverkoissa, ja (3) selvitetään suojelulehtojen verkoston kannalta tärkeitä suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisia lisäkohteita.

2.1 Tutkimusalueet ja -aineisto

Lehtojen suojelualueverkon edustavuutta tarkastellaan kahdella eri alueella, joista ensimmäinen on rajattu hallinnollisin ja toinen kasvimaantieteellisin perustein. Ensimmäinen alue on Uusimaa (tai Uudenmaan lääni lehtojensuojeluohjelman valmistumisen aikoihin). Toinen tutkimusalue on vuokkovyöhyke, joka on lehtokasvillisuuden vyöhykejaossa eteläboreaalisen vyöhykkeen eteläisin lohko (ks. Alanen ym. 1995, s. 12). Alueet ovat osittain päällekkäiset, sillä Uudenmaan pohjoisosat kuuluvat vuokkovyöhykkeeseen (kuva 1).

Uudeltamaalta tutkimukseen otettiin mukaan 246 lehtoaluetta (ks. kuva 2), joista 57 oli valtakunnallisen lehtojensuojeluohjelman kohteita, 69 muuta rauhoitettua lehtoa tai luonnonsuojelualuetta, joissa esiintyy lehtokasvillisuutta, sekä 120 suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolista lehtoa. Ei-suojellut lehdot ovat suurimmaksi osaksi valtakunnallisessa lehtoinventoinnissa maakunnallisesti tai paikallisesti arvokkaiksi arvioituja (ja siten valtakunnallisesta lehtojensuojeluohjelmasta pois jääneitä) lehtoja. Vuokkovyöhykkeen tutkimusaineiston muodosti 522 lehtoaluetta, joista 108 oli valtakunnallisen lehtojensuojeluohjelman kohteita, 121 muuta suojelulehtoa ja 293 maakunnallista tai paikallista ei-suojeltua lehtoa. Muut luonnonsuojelualueet olivat pääosin yksityismaiden suojelualueita. Lisäksi joita-



Kuva 1. Tutkimusalueet: (a) Uusimaa, (b) vuokkovyöhyke.

kin merkittäviä lehto- tai lehtokorpikuvioita sisältäviä kansallis- ja luonnonpuistoja, vanhojen metsien suojelualueita ja soidensuojelualueita on mukana tarkastelussa.

Alueiden koko vaihtelee huomattavasti. Pienimpiä ovat muutamat yksityismaiden suojelukohteet sekä maakunnalliset tai paikalliset lehdot, kooltaan noin 0,05 hehtaaria. Suurimpia (laajoja vesi- tai suoalueita sisältävät suojelalueet pois lukien) mukana olevia alueita ovat Omenapuumaan luonnonsuojelualue (112 ha) ja Karkalin luonnonpuisto (101 ha). Näiden, kuten muidenkin suurikokoisten suojelualueiden, pinta-alasta vain osa on lehtoa.

Alueista koottiin mahdollisimman kattavat lehtoputkilokasvien lajilistat havaittu/ei-havaittu -tason tietoina. Lajien runsaustietojen laajamittaiseen keräämiseen ei ollut mahdollisuuksia. Tiedot koottiin useasta eri lähteestä: 1980-luvulla tehdyistä lehtojensuojeluohjelman inventointilomakkeista, vuosina 1997, 1998 ja 1999 tehdyistä laajoista täydennysinventoinneista, lehtojen hoito- ja käyttösuunnitelmista (mm. Hosiaislouma 1988, Väre 1988, Vuorinen 1991, Rytteri & Tukia 1994) ja muista kirjallisuuslähteistä (mm. Koponen 1967, Suominen 1982, Pietiläinen 1984, Pykälä 1992, Pääkkönen 1996). Pääsääntöisesti otettiin huomioon vain melko tuoreet eli 1980-luvulla ja sen jälkeen tehdyt lajihavainnot.

Osa valtakunnallisista lehtoalueista muodostuu kahdesta tai useammasta hieman erillisestä osa-alueesta (esimerkiksi Volsin lehdot Kirkkonummella; ks. Ympäristöministeriö 1989). Nämä lehtoalueet käsitellään myös tässä tarkastelussa aluekokonaisuuksina. Lisäksi Lohjan Jalassaaren lehdot otettiin tarkasteluun mukaan lehtojensuojeluohjelman täydennysosien ja Tamminiemen suojelulehdon muodostamana kokonaisuutena, samoin kuin Helsinki-Vantaan Mustavuoren luonnonsuojelualue ja sen viereiset lehtojensuojeluohjelman alueet.



Kuva 2. Tutkimukseen otettujen lehtokohteiden (keskipisteiden) sijainti. Lehtojensuojeluohjelman kohteet ("LHO"), muut lehtoa sisältävät luonnonsuojelualueet ("LSA") ja suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuoliset eli maakunnalliset ja paikalliset lehdot ("Muut") on eroteltu kuvassa symboleilla.

2.2 Tutkimusmenetelmät

Monimuuttaja-analyysit

Monimuuttaja-analyyseihiin otettiin vaatelioiden lehtokasvien lisäksi mukaan lajeja, jotka esiintyvät yleisinä paitsi lehdoissa myös muissa luontotyypeissä – kuten lehtokorvissa, lehtomaisissa kangasmetsissä, lehtomaisissa harjumetsissä tai lehtoniityillä. Tällä pyrittiin siihen, että lehtokohteiden kasvillisuuden vaihtelu tulisi monimuuttaja-analyyseissä selvemmin esiin, kuten esimerkiksi niiden sisältämät lehtokorpimaiset piirteet. Uudenmaan monimuuttaja-analyyseissä käytettiin 206, vuokkovyöhykkeessä 203, putkilokasvilajin esiintymistietoja (liite 1). Koskeissa lehdoissa, korpijuoteissa ja luhtarannoilla kasvavia lajeja ovat esimerkiksi tervaleppä (*Alnus glutinosa*), huopaohdake (*Cirsium helenioides*), mesiangervo (*Filipendula ulmaria*), korpiorvokki (*Viola epipsila*) ja korpikaisla (*Scirpus sylvaticus*). Pääasiassa muualla kuin lehdoissa esiintyvät kasvit sekä lajit, joiden inventointitarkkuus todennäköisesti vaihteli huomattavasti karsittiin pois analyyseistä.

Uudenmaan 246 ja vuokkovyöhykkeen 522 lehtokohteen kasvilajiston samankaltaisuutta arvioitiin Bray-Curtisin etäisyysmitalla (ks. Faith ym. 1987, McCune & Mefford 1999, s. 69) ja kohteet ryhmiteltiin klusterointiohjelmalla FLEXIBLE BETA (eli FLEXIBLE UPGMA). Analyysit tehtiin ohjelmistolla PC-ORD (versio 4.0) (McCune & Mefford 1999). Klusteroinnin perusteella lehtokohteet voidaan jakaa kasvilajistoltaan samankaltaisten kohteiden ryhmiin. Lehtojen suojelalueverkon puutteita selvitettiin tarkastelemalla, sisältyykö kaikkiin lehtokohteiden ryhmiin ”riittävä” määrä suojelualueita.

Lehtoaineistoille tehtiin myös ordinaatioanalyysi PC-ORD-ohjelmistoon sisältyvällä (ei-metrisellä) moniulotteisella skaalauksella (Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS); ks. Minchin 1987, McCune & Mefford 1999, s. 111). Kuten klusteroinnissa, NMDS-ordinaatioissa käytettiin Bray-Curtisin etäisyysmittaa ja muita ohjelman oletusarvoja. Moniulotteinen skaalaus tiivistää lehtokohteiden välisen kasvilajiston vaihtelun muutamaaan päävaihtelusuuntaan eli päägradienttiin. Ordinaatiotuloksista selvitettiin, jakaantuvatko suojelulehdot tasaisesti näihin päävaihtelusuuntiin (vrt. Sætersdal & Birks 1993).

Optimointianalyysit

Uudenmaan ja vuokkovyöhykkeen lehdoista koottiin PATN-ohjelmiston (Belbin 1995) MSET-optimointialgoritmilla toisiaan hyvin täydentävien lehtojen minimialueverkkoja. MSET-algoritmi on askeltavasti etenevä eli heuristinen iteroiva algoritmi (ks. Nicholls & Margules 1993, Pressey ym. 1997, Heikkinen ym. 1999). Kuten muidenkin heurististen algoritmien, MSET-ohjelman antama minimialueverkko ei välttämättä ole kaikkein tehokkain eli kohdemäärältään pienin vaihtoehto. Yleensä ero minimialueverkon alueiden määrässä heurististen algoritmien ja varsinaisten optimointialgoritmien (ns. linear programming-algoritmien) tuloksissa on kuitenkin marginaalinen; toisissa tutkimuksissa ei havaittu eroa, toisissa se oli noin 5–10 prosenttia (Willis ym. 1996, Pressey ym. 1997, Virolainen 1999).

MSET-algoritmilla valittiin minimialueverkkoon ensiksi lehto, jossa on suhteellisesti eniten (tutkimusaineistossa) harvinaisia putkilokasvilajeja. Ohjelma laskee ensin jokaiselle lajille harvinaisuusindeksiarvon kaavalla:

$$\text{frekvenssi}_{\max} - \text{frekvenssi} / \text{frekvenssi}_{\max}$$

jossa

frekvenssi = esiintymien lukumäärä (kuinka monessa lehdossa laji on tavattu)

frekvenssi_{max} = (analyysissä mukana olevien lajien) korkein esiintymien lukumäärä

Laskemalla lajittaiset harvinaisuusindeksit yhteen saadaan jokaiselle lehdolle sen kasvilajiston harvinaisuudesta kertova summaindeksi ("site-rareness index"; Belbin 1995, s. 100). Korkeimman summaindeksin omaava kohde valitaan ensimmäisenä minimialueverkkoon.

Seuraavaksi MSET-algoritmi valitsee lehtokohteen, joka sekä sisältää mahdollisimman monta harvinaista lajia että kasvilajistoltaan täydentää mahdollisimman hyvin ensiksi valittua lehtoa. Mikäli harvinaisuuksien ja komplementaarisuuden suhteen yhtä hyviä lehtoja on useampi kuin yksi, ohjelma valitsee runsaslajisimman lehdon. Jos edelleen esiintyy tasatilanteita ("ties"), ohjelma valitsee ensimmäisenä listalla olevan kohteen (ks. Belbin, 1995). Tämän vuoksi lehtokohteet järjestettiin niin, että lehtojensuojeluohjelman kohteet ja rauhoitetut lehdot olivat listan alkupäässä (jotta tasatilanteissa ohjelma valitsisi mielummin suojelulehdon kuin suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisen lehdon). Loput minimialueverkon kohteet valitaan samalla periaatteella, kunnes lajiesiintymien lukumääräksi asetettu tavoite toteutuu. Tässä tutkimuksessa MSET-algoritmilla koottiin minimialueverkkoja, joihin sisältyy vähintään – aina kun se on mahdollista – 1 esiintymä, 5, 10 tai 20 esiintymää jokaisesta tarkastelussa mukana olleesta lajista.

Optimointianalyysiin rajattiin mukaan vain keskeinen lehtolajisto eli ainoastaan tai lähes yksinomaan lehdoissa tai lehtokorvissa esiintyvät vaateliaat tai melko vaateliaat lehtokasvit. Tällä varmistettiin se, että minimialueverkko ilmentää nimenomaan lehtokasvien esiintymiä. Uudellamaalla analyysiin tuli mukaan 75 ja vuokkovyöhykkeessä 70 putkilokasvilajia (liite 1). Lajilista rajattiin kirjallisuuden (mm. Kujala 1979, Hosiaisloma 1988, Komiteanmietintö 1988, Alanen ym. 1995, Ranta & Siitonen 1996) ja asiantuntijoiden kommenttien pohjalta. Yhteensä vaateliaita lehto- tai lehtokorpikasveja oli 82 lajia. Uusimman uhanalaisluokittelun (Rassi ym. 2000) mukaan näistä 12 lajia kuuluu valtakunnallisesti uhanalaiseen, 8 alueellisesti uhanalaiseen, sekä 4 silmälläpidettäviin lajeihin (ks. liite 1).

Suojelulehtojen verkoston edustavuutta arvioitiin tarkastelemalla, kuinka suuri osuus lehtojensuojeluohjelman kohteilla ja muilla rauhoitetuilla lehdoilla on minimialueverkoissa. Koska erilaiset optimointialgoritmit voivat antaa erilaisia tuloksia (johtuen kohteiden valintakriteerien tai ohjelman laskutoimituksien eroista), tehtiin Uudenmaan lehtoaineistolla vertailevia minimialueverkkoanalyysijä kahdella muulla heuristisella optimointiohjelmalla: H.J.B. Birksin, M. Saetersdalin ja J. Linen kirjoittamalla ENDEMIC-algoritmilla ja BioSelect-algoritmilla (ks. Nicholls & Margules 1993).



3.1 Uusimaa

Monimuuttuja-analyysit

Ensimmäisten monimuuttuja-analyysien perusteella kaksi lajitiedoiltaan osin puutteellista suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolista lehtoaluetta ("outliers"; ks. McCune & Mefford 1999, s. 82–83) vaikeuttivat siinä määrin tulosten tulkintaa, että ne jätettiin pois varsinaisista tarkasteluista. Luokittelu- ja ordinaatioanalyysit tehtiin siten 244 lehtoalueella.

Uudenmaan lehtojen ryhmittelyn esittävä hierarkkinen dendrogrammi on liitteessä 2. Dendrogrammista valittiin sellainen hierarkiataso, jonka perusteella voitiin muodostaa kahdeksan lehtokohteiden ryhmää. Ryhmien määrä on kompromissi: tämä hierarkiataso ei vielä sisällä liian monta kohdemäärältään hyvin pientä ryhmää, mutta se tuo kuitenkin esiin joitakin pienipiirteisiä lajistollisia eroja lehtokohteiden välillä.

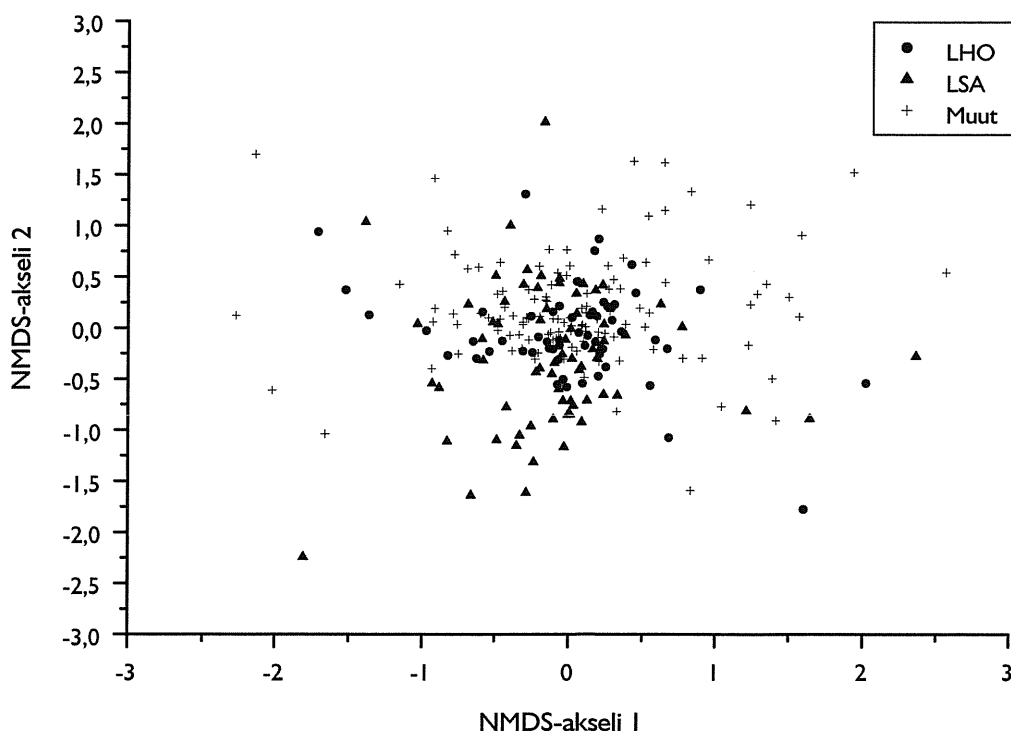
Lehtojensuojeluohjelman kohteiden, rauhoitettujen lehtojen sekä maakunnallisten ja paikallisten lehtojen jakautuminen kahdeksaan klusteriryhmään on esitetty taulukossa 1. Ryhmien koko vaihtelee huomattavasti. Isoimmassa lehtoklusterissa on 77 kohdetta ja pienimmässä vain kaksi. Lehtojensuojeluohjelman kohteita ja muita lehtoisia suojelualueita on kattavasti lähes jokaisessa ryhmässä, ainoastaan ryhmässä 8 suojelulehtoja on vähemmän kuin 25% kohteista. Tämän luokittelutuloksen perusteella suojelulehdot näyttäisivät suurimmaksi osaksi kattavan Uudenmaan lehtojen kasvilajiston vaihtelun.

Taulukko 1. Uudenmaan lehtokohteiden (n=244) sijoittuminen kahdeksaan klusteriryhmään. Ryhmät muodostettiin PC-ORD-ohjelmistoon kuuluvalla ohjelmalla FLEXIBLE BETA (UPGMA) (kts. McCune & Mefford 1999). Ryhmittelyn alkuperäinen dendrogrammi on esitetty liitteessä 2. Kaikista ryhmistä ilmoitetaan valtakunnallisen lehtojensuojeluohjelman kohteiden, muiden lehtokasvillisuutta sisältävien luonnonsuojelualueiden sekä suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisten eli maakunnallisesti tai paikallisesti arvokkaiden lehtojen lukumäärä.

	Lehtojensuojelu- ohjelman kohteet (57 kpl)	Muut lehtoja sisäl- tävät suojelualueet (69 kpl)	Suojelualueiden ja -ohjel- mien ulkopuoliset lehdot (118 kpl)	Kohteita yhteensä
Ryhmä 1	14	15	48	77
Ryhmä 2	29	24	22	75
Ryhmä 3	7	4	22	33
Ryhmä 4	2	3	13	18
Ryhmä 5	1	1	0	2
Ryhmä 6	6	20	2	28
Ryhmä 7	2	1	2	5
Ryhmä 8	0	1	5	6

Viisi suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolista maakunnallista tai paikallista lehtoa ryhmässä 8 ovat vaihtelevasti laidunnettuja ja kulttuurivaikuttisia, kuivalehtomaisia, usein heinäisiä ja niukkalajisia. Ryhmään kuuluu neljä lounaista (Tammisaari–Karjalohja) lehtoa, joiden kasvillisuus vaihtelee niittylokuista lehtipuumetsikköihin. Näillä kohteilla on myös merkittäviä jalopuuesiintymiä. Kasvilajistoltaan läheisimmässä lehtoryhmässä (klusteri 7) on kolme suojelulehtoa, joiden kasvillisuus on samankaltaista – esimerkiksi lehtojensuojeluohjelman kohteet Inkoon Linkullan tammirinne ja Porvoon Ekuddenin lehto ovat kenttäkerrokseltaan tavanomaisia ja kuivalehtoisia, mutta puustoltaan hyvin arvokkaita jalopuumetsiköitä.

Uudenmaan lehtokohteiden NMDS-ordinaatiossa (kuva 3) samat lounaiset maakunnalliset tai paikalliset kuivat lehdot erottuvat osin omaksi ryhmäkseen ordinaatiokuvan vasemmassa reunassa. Kuvan vasemmassa alakulmassa on erillinen suojelulehto, Lohjan Kesosaari, jota myös luonnehtivat lehtipuuvaltaiset kuivalehdot. Ordinaatiokuvassa näkyy vasemmalta oikealle (ensimmäisen ordinaatioakselin mukaisesti) kulkeva kosteusgradientti. Oikeassa alakulmassa sijaitsevat kohteet ovat kosteita, osin lähteisiä ja allikkoisia tervaleppävaltaisia rantalehtoja ja -korpia. Oikean yläkulman kohteet ovat kosteita, savipohjaisia tai kivikkoisia saniaislehtoisia ja korpimaisia purolaaksoja.



Kuva 3. Uudenmaan lehtokohteiden moniulotteinen skaalaus eli NMDS-ordinaatio. Kuvassa on esitetty ordinaation kaksi ensimmäistä akselia. Lehtojensuojeluohjelman kohteet ("LHO"), muut lehtoa sisältävät luonnonsuojelualueet ("LSA") ja suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuoliset eli maakunnalliset ja paikalliset lehdot ("Muut") on eroteltu symboleilla.

Ordinaatiokuvan keskelle sijoittuu valtaosa Uudenmaan 244 lehdestä. Nämä lehdot sisältävätkin useimmiten sekä tuoreita että kosteita lehtokuvioita, minkä johdosta niiden putkilokasvilajisto on ordinaation tuloksen perusteella pääpiirteissään samankaltainen. Kuvassa erottuvatkin siten joko yksinomaan kuivia tai kosteita lehtokuvioita sisältävät kohteet.

Oikeassa yläkulmassa sijaitsevista lehdoista useat eivät kuulu suojelualueisiin tai -ohjelmiin. Keskeinen kysymys kuuluu: Onko näillä kohteilla joitakin muista kohteista puuttuvia kasvistollisia tai muita luontopiirteitä? Useat kohteista, mm. Nurmijärven savipohjaiset lehtolaaksot, ovatkin kasvillisuudeltaan edustavia. Toisaalta ne eivät kuitenkaan sisällä keskimääräistä enempää vaateliaita tai harvinaisia lehtokasveja. Sen sijaan Hyvinkään Pohjalammen puro ja Ylälammin puro ovat molemmat osin kivikkoisia, lehtokorpimaisia puronvarsilehtoja, joissa kasvaa Uudellamaalla hyvin harvinaista hajuheinää (*Cirna latifolia*).

Minimalueverkot

MSET-algoritmillä koottiin 246 lehdon joukosta kolme erilaista minimalueverkkoa (taulukko 2). Tarkastelussa asetettiin analyysiin sisältyneille 75 lehtokasvilajille esiintymien tavoitemääräksi 1 esiintymä, 5 tai 10 esiintymää.

Taulukko 2. Uudenmaan lehtokohteiden (n=246) joukosta kootut komplementaariset minimalueverkot, joissa lehtokohteet täydentävät kasvilajistoltaan toisiaan mahdollisimman hyvin. Kohteet valittiin alueverkkoon heuristisella MSET-optimoinalgoritmillä (Belbin 1995). Tarkastelussa asetettiin 75 keskeiselle lehtokasvilajille kolme esiintymien tavoitetasoa; minimalueverkossa tulee olla (aina kun mahdollista) jokaisesta lajista vähintään joko yksi esiintymä, viisi tai kymmenen esiintymää.

Lajien esiintymien määrä vähintään	Lehtojen- suoja- ohjelman kohteet (57 kpl)	Muut lehtoja sisältävät suojelualueet (69 kpl)	Suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuoliset lehdot (120 kpl)	Yhteensä	Tavoitteen toteutumisen*
1	8	3	1	12	100% (75/75)
5	26	14	5	45	78,7% (59/75)
10	33	25	25	83	70,7% (53/75)

* tavoitteen toteutuminen = kuinka monella lajilla esiintymiskertojen tavoitetaso toteutuu minimalueverkossa

Lehtoja sisältävillä suojelualueilla ja etenkin lehtojensuojeluohjelman kohteilla on keskeinen osuus kaikissa kolmessa Uudenmaan lehtojen minimalueverkossa. Niiden yhteenlaskettu osuus on korkein (92%; 11 kohdetta 12:sta) yhden esiintymän alueverkossa, mutta vielä kymmenenkin esiintymän alueverkossa se on 70%. Suojelulehtoja on siten minimalueverkossa tilastollisesti merkitsevästi enemmän (1 esiintymä, Fisherin nelikenttätesti, $p = 0,007$; 5 esiintymää; X^2 -nelikenttätesti (Yatesin korjauksella), $X^2_{adj} = 29,46$, $p = 0,001$; 10 esiintymää, $X^2_{adj} = 16,35$, $p = 0,001$) kuin suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisia lehtoja.

Tulosten perusteella 12 lehdon minimalueverkko sisältää jo jokaisesta tutkimuksessa mukana olleesta putkilokasvilajista yhden esiintymän. Koska lajien säilymisen kannalta yhden esiintymän tavoitetaso on täysin riittämätön (Margules & Nicholls 1993, Simberloff 1998), keskitytään tulosten tarkastelussa viiden ja kymmenen esiintymän minimalueverkkoihin.

Viisi esiintymää kattavassa 45 lehdon minimalueverkossa on viisi suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolista lehtoa. Näistä kaksi ovat NMDS-ordinaatiosakin esiin kohonneita Hyvinkään lehtopurolaaksoja, joissa on tämän tutkimusaineiston ainoat hajuheinän esiintymät. Kaksi muuta lehtoa ovat valtakunnallises-

sa lehtoinventoinnissa maakunnallisesti arvokkaiksi määriteltyjä lehtoja. Lohjan Myllylammen purolehdossa on sekä tuoreita pähkinälehtorinteitä että kosteaa saniaislehtoa, joiden lajistoon kuuluu muun muassa lehtosinijuuri (*Mercurialis perennis*) ja kotkansiipi (*Matteuchia struthiopteris*). Orimattilan Humalojan lehdossa tavataan myös sekä tuoretta että kosteaa lehtoa ja sen kasvilajisto on keskimääräistä monipuolisempi – Uudellamaalla harvinaisia lajeja edustavat kullero (*Trollius europaeus*) ja tesmayrtti (*Adoxa moschatellina*).

Minimialueverkossa, jossa on tavoitteena vähintään kymmenen esiintymää jokaiselle lajille, on 25 suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolista lehtoa. Ne jakaantuvat melko tasaisesti eri puolille tutkimusaluetta. Suhteellisen useat näistä kohteista ovat sisämaan savipohjaisia, paikoin jyrkkärinteisiä purolaaksoja, joiden kasvillisuus koostuu tuoreista rinnelehdosta ja puroa reunustavista suurruoholehdoista. Luonteenomaisia esimerkkejä ovat Nurmijärven Myllymajalammen saniaislehto, Keravanjoen purolehdot Hyvinkäällä, Vantaan Mustakosken lehto ja Sipoon Immersbacken, Fallbäckén ja Furunäs. Näiden lehtojen mielenkiintoisimpia lajeja ovat muun muassa lehtonurmikka (*Poa remota*), lehtoleinikki (*Ranunculus cassubicus* agg.), kullero, lehtosinijuuri ja mäkilehtoluste (*Brachypodium pinnatum*). Lounaisia, osin laidunnettuja maakunnallisesti arvokkaita lehtoja edustavat Tammisaaren Tenholan Bromholmen ja Ermsdalet, joissa molemmissa on tavattu Uudellamaalla harvinainen hammasjuuri (*Dentaria bulbifera*). Porvoon Stormossein lehtokorpi tulee tähän minimialueverkkoon automaattisesti tuoksumataran (*Galium odoratum*) esiintymän (ks. taulukko 3) perusteella.

Uudenmaan lehtojen minimialueverkon keskeisimpiä kohteita ovat pienimmän – jossa tavoitteena oli jokaisesta lajista vähintään 1 esiintymä – alueverkon 12 lehtoa. Näitä ovat muun muassa Karkalin luonnonpuisto, Tvärminnen tutkimusaseman luonnonsuojelualue, Nurmijärven Kiljavan lähteikkökorpi, lehtojen-suojeluohjelman kohteet Rinnemäen lehto Karjalohjalla, Meikon-Trehörningenin lehtoalue Kirkkonummella ja Hyvinkään Mätälän purolehto, sekä suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolelle jäänyt Pohjalammen puro Hyvinkäällä, joilla kaikilla on uhanalaisia kasvilajeja tai alueellisesti ainutkertaisia tai hyvin harvinaisia lehtokasveja. Vertailuna tehdyt optimointitarkastelut vahvistivat tuloksen, sillä nämä samat kohteet olivat keskeisimpiä myös ENDEMIC- ja BioSelect-optimointialgoritmien antamissa minimialueverkoissa. Tulokset erosivat vain yhden lehtojensuojeluohjelman lehdon kohdalla. Siten myös ENDEMIC- ja BioSelect-optimointialgoritmien yhden esiintymän minimialueverkoissa oli yksi suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolinen lehto ja 11 suojelulehtoa.

Yhden esiintymän minimialueverkon kohteiden koko vaihtelee voimakkaasti. Pienimmät alueet ovat hieman yli 1 hehtaarin kokoisia, suurin on Karkalin luonnonpuisto (101 hehtaaria, josta lehtoa on metsäntutkimuslaitoksen tietojen mukaan noin 30 hehtaaria). Minimialueverkon keskeiset lehtokohteet eivät siten ole pelkästään suurikokoisia alueita. Mukaan tulee pienikokoisiakin lehtoja, kun niillä on ainutkertaisia lajiesiintymiä tai useita harvinaisia kasvilajeja.

Tutkimusaineistossa on 22 lehtokasvia, joilla 10 esiintymän tavoite jää minimialueverkossa toteutumatta (ks. taulukko 3). Viiden esiintymän tavoite jää toteutumatta 16 lajilla. Tutkimukseen sisältyneiden lehtojen osalta suurin osa näiden lajien esiintymistä on kuitenkin suojelulehdoissa. Tulosten perusteella harvinaisista lehtokasveista suhteellisesti eniten suojelulehtojen ulkopuolisia esiintymiä Uudellamaalla on hajuheinällä, tesmayrtillä, kullerolla ja mäkilehtolusteella.

Taulukko 3. Harvinaisimpien (esiintymiä ≤ 30) lehtokasvien esiintymien lukumäärä tutkimukseen sisältyneissä Uudenmaan lehdossa.

	Lehtojensuojelu- ohjelman kohteet (57 kpl)	Muut lehtoja sisältävät suojelualueet (69 kpl)	Suojelualueiden ja -ohjelmien ulko- puoliset lehdot (120 kpl)	Esiintymiä yhteensä
<i>Botrychium virginianum</i>	1	0	0	1
<i>Campanula trachelium</i>	0	1	0	1
<i>Cardamine impatiens</i>	1	0	0	1
<i>Carex remota</i>	1	0	0	1
<i>Epipogium aphyllum</i>	0	1	0	1
<i>Viola selkirkii</i>	1	0	0	1
<i>Cinna latifolia</i>	0	0	2	2
<i>Carex acutiformis</i>	0	2	0	2
<i>Carex atherodes</i>	1	1	0	2
<i>Carex rhynchophylla</i>	2	0	0	2
<i>Agrimonia eupatoria</i>	1	2	0	3
<i>Cephalanthera rubra</i>	2	1	0	3
<i>Corydalis intermedia</i>	2	1	0	3
<i>Lathraea squamaria</i>	2	1	0	3
<i>Platanthera chlorantha</i>	1	2	0	3
<i>Glyceria lithuanica</i>	2	1	1	4
<i>Geranium sanguineum</i>	1	4	0	5
<i>Malus sylvestris</i>	3	2	0	5
<i>Adoxa moschatellina</i>	3	1	3	7
<i>Galium odoratum</i>	3	2	2	7
<i>Ulmus laevis</i>	4	2	1	7
<i>Gagea lutea</i>	7	1	1	9
<i>Dryopteris dilatata</i>	2	8	0	10
<i>Galium triflorum</i>	6	3	1	10
<i>Primula veris</i>	5	5	0	10
<i>Trollius europaeus</i>	2	1	7	10
<i>Dentaria bulbifera</i>	5	3	3	11
<i>Humulus lupulus</i>	4	3	4	11
<i>Brachypodium pinnatum</i>	3	1	8	12
<i>Satureja vulgaris</i>	6	6	0	12
<i>Neottia nidus-avis</i>	8	4	1	13
<i>Epipactis helleborine</i>	10	3	1	14
<i>Melampyrum nemorosum</i>	6	7	3	16
<i>Poa remota</i>	9	5	2	16
<i>Listera ovata</i>	13	7	3	23
<i>Ulmus glabra</i>	10	7	7	24
<i>Polygonatum multiflorum</i>	9	15	6	30

3.2 Vuokkovoiohyke

Monimuuttu-ana-lyysit

Yksi lajitiedoiltan puutteellinen lehtoalue jätettiin "outlier"-tarkasteluiden jälkeen pois monimuuttu-ana-lyyseistä. Vuokkovoiohykkeen 521 lehtoa ryhmiteltiin klusterointiohjelmalla FLEXIBLE BETA kahdeksaan ryhmään (taulukko 4). Ryhmien koko vaihtelee huomattavasti (vrt. Uudenmaan tulokset), mutta lehtojensuojeluohjelman kohteita ja muita lehtoisia suojelualueita on kattavasti useimmissa ryhmissä. Vähiten niitä on ryhmissä 5 ja 8, molemmissa kolme kappaletta. Näistä kahdesta mielenkiintoisempi on ryhmä 5, sillä siinä seuraavalla hierarkiatasolla erottuisi viiden maakunnallisen tai paikallisen lehdon joukko. Kyseiset viisi suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolista lehtoa ovat kasvillisuudeltaan ja kasvilajistoltaan melko yksipuolisia puronvarsilehtoja, mutta valtaosa niistä on arvioitu valtakunnallisessa lehtoinventoinnissa maakunnallisesti arvokkaiksi lehdoiksi. Esimerkkejä ovat Nurmijärven Myllymajalammen saniaislehto, Mouhijärven Kalliojärven seudun lehdot sekä Hämeenkyrön Sorvajärven lehto. Näiden lehtojen kasvilajistoon kuuluvat esimerkiksi kotkansiipi, kaiheorvokki (*Viola selkirkii*), humala (*Humulus lupulus*), lehtoleinikki ja korpinurmikka.

Taulukko 4. Vuokkovoiohykkeen lehtokohteiden (n=521) sijoittuminen kahdeksaan klusteriryhmään. Ryhmät muodostettiin PC-ORD-ohjelmistoon kuuluvalla ohjelmalla FLEXIBLE BETA (UPGMA) (ks. McCune & Mefford 1999). Kaikista ryhmistä ilmoitetaan valtakunnallisen lehtojensuojeluohjelman kohteiden, muiden lehtokasvillisuutta sisältävien luonnonsuojelualueiden sekä suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisten eli maakunnallisesti tai paikallisesti arvokkaiden lehtojen lukumäärä.

	Lehtojensuojelu- ohjelman kohteet (108 kpl)	Muut lehtoja sisältävät suojelualueet (121 kpl)	Suojelualueiden ja -ohjelmien ulko- puoliset lehdot (292 kpl)	Kohteita yhteensä
Ryhmä 1	59	49	61	169
Ryhmä 2	13	18	58	89
Ryhmä 3	18	33	108	159
Ryhmä 4	4	1	10	15
Ryhmä 5	3	0	13	16
Ryhmä 6	6	10	13	29
Ryhmä 7	3	9	17	29
Ryhmä 8	2	1	12	15

Samat viisi suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolista lehtoa erottuvat myös NMDS-ordinaatiokuvan (kuva 4) alareunassa. Kuvasta ei voida kuitenkaan erottaa samantapaista yleispiirteistä kosteusgradienttia kuin Uudenmaan tuloksissa. Myös ordinaatioakseliston vasemmassa yläreunassa sijaitsevat lehdot (esimerkiksi Virolahden Huvisaaren humalisto ja Keltunpohjan lähdekorpi sekä Hyvinkään Ylälammin puro) ovat kosteita saniaislehtoja tai lehtokorpia. Erona on hieman vähemmän vaateliakasvilajisto. Niiden lehtotyypinä on useimmiten hiirenporras-käenkaalityypin (AthOT) lehto. NMDS-ordinaatiokuvan keskiosassa ylhäällä on muutama suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolinen niukkalajinen saariston tai rannikkovoiohykkeen rantalehto.

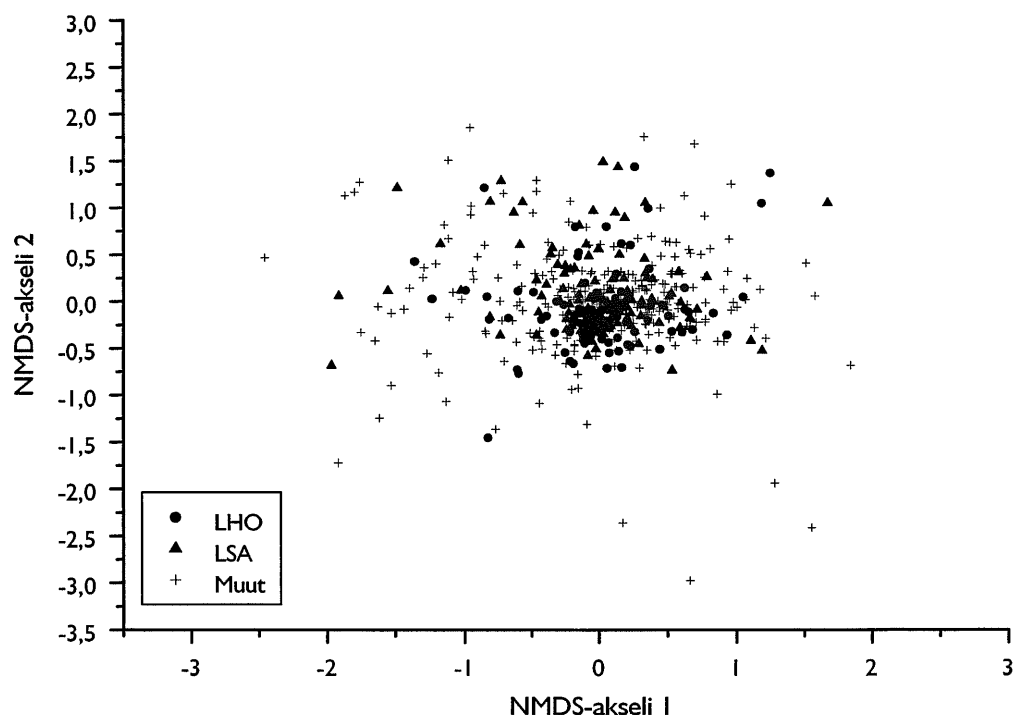
Yhteinen tekijä ordinaatiokuvan reunoille sijoittuville ja keskiosan isosta kohdejoukosta erottuville lehdoille näyttäisikin olevan kasvillisuuden ja kasvilajiston yksipuolisuus. Tästä huolimatta niillä on luonnonsuojelullisia arvoja, sillä esimerkiksi kaikki ordinaatiokuvan vasemman yläkulman suojelualueiden ja -ohjelmien

ulkopuoliset lehdot on arvioitu maakunnallisesti arvokkaiksi lehdoiksi (Komiteanmietintö 1988).

Minimialueverkot

Suojelulehtojen suhteellinen osuus on samankaltainen kuin Uudenmaan tuloksissa eli keskimääräistä suurempi kaikissa minimialueverkoissa (taulukko 5). Suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisten lehtojen osuus on suurin minimialueverkossa, jossa esiintymien tavoitemäärä 20. Kuitenkin siinäkin suojelulehtoja on tilastollisesti merkitsevästi ($X^2_{adj} = 51,16$, $p=0,001$) enemmän (69% eli 103 kohdetta 150:stä) kuin ei-suojeltuja maakunnallisia ja paikallisia lehtoja.

Minimialueverkkotarkastelut tehtiin neljällä lajiesiintymien tavoitemäärällä (taulukko 5). Suojelualueverkon edustavuuden näkökulmasta mielenkiintoisia kohteita ovat ne 11 suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolista lehtoa, jotka valikoituvat viiden esiintymän minimialueverkkoon. Toisin kuin Uudenmaan tuloksissa, nämä 11 lehtoa ovat eri kohteita kuin monimuuttujatarkasteluissa esiin koonneet suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuoliset lehdot. Kyseiset 11 lehtoa ovat luonnonsuojellisesti muutenkin merkittäviä, sillä 10 niistä on arvioitu maakunnallisesti arvokkaiksi kohteiksi. Osa kohteista, kuten Porin Hakkiluodon lehto, Vesilahden Päretniemi ja Asikkalan Viirtovuori-Niinivuori ovat kasvilajistoltaan keskimääräistä monipuolisempia. Usealla kohteella kasvaa vuokkovyöhykkeessä harvinaisia tai vaateliaita lehtokasveja. Hakkiluodossa on tavattu metsänemä ja tuoksumatara, Viirtovuori-Niinivuorella mustalinnunherne (*Lathyrus niger*) ja



Kuva 4. Vuokkovyöhykkeen lehtokohteiden moniulotteinen skaalaus. Lyhenteet on selitetty kuvassa 3.

Taulukko 5. Vuokkovyöhykkeen lehtokohteiden (n=522) joukosta kootut komplementaariset minimialueverkot. Kohteet valittiin alueverkkoon heuristisella MSET-optimointialgoritmilla (Belbin 1995). Lehtokasveille asettiin neljä esiintymien tavoitetasoa; minimialueverkossa tulee olla (aina kun mahdollista) jokaisesta lajista vähintään joko yksi esiintymä, viisi, kymmenen tai kaksikymmentä esiintymää.

Lajien esiintymien määrä vähintään	Lehtojen-suojelu-ohjelman kohteet (108 kpl)	Muut lehtoja sisältävät suojelualueet (121 kpl)	Suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuoliset lehdot (293 kpl)	Yhteensä	Tavoitteen toteutuminen*
1	6	5	2	13	100% (70/70)
5	28	11	11	50	84,3% (59/70)
10	45	18	25	88	74,3% (52/70)
20	68	35	47	150	64,3% (45/70)

* tavoitteen toteutuminen = kuinka monella lajilla esiintymiskertojen tavoitetaso toteutuu minimialueverkossa

mäkilehtoluste, Nokian Intianlahden lehdossa humala ja hentokiurunkannus (*Corydalis intermedia*). Hyvinkään Pohjalammin purossa kasvaa hajuheinä ja Luvian Oosinselän lehdossa on Satakunnan ainoa luonnonvarainen saarniesiintymä (*Fraxinus excelsior*) sekä jänönsalaatti (*Mycelis muralis*).

Minimialueverkossa, jossa on tavoitteena vähintään kymmenen esiintymää jokaiselle lajille, on 25 suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolista lehtoa. Suurin osa näistä lehdoista, 19 kohdetta, on arvioitu maakunnallisesti arvokkaiksi lehtoiksi. Yllämainittujen lisäksi alueverkkoon tulevat esimerkiksi Kangasalan Vatapori, Hattulan Saarnistonkorpi ja Heinolan Rautsalo. Nämäkin lehdot ovat keskimääräistä runsaslajisempia tai niillä on tavattu joitakin vuokkovyöhykkeessä harvinaisia tai vaatelaita lehtokasveja, kuten mustalinnunherne, jänönsalaatti tai korpisorsimo.

Vuokkovyöhykkeen lehtojen alueverkon keskeisiä kohteita ovat pienimmän minimialueverkon 13 kohdetta. Niihin kuuluvat esimerkiksi lehtojensuojeluohjelman kohteet Hollolan Tiirismaan lehdot, Pälkäneen Äimälän lehtoalue, Iitin Kaalihoen ja Pyydysmäen taponlehtilehdot, Vehkalahden Pieni-Vaskon lehto, soiden-suojelualueena rauhoitettu Nurmijärven Kiljavan lähteikkökorpi (kuten Uudenmaan tuloksissa), vanhojen metsien alueena rauhoitettu Kiikalan lähteikköinen Varesjokilaakso, sekä suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolelle jäänyt Rauman Kyläkallion jyrkänteen aluslehto. Näitä luonnehtivat monipuolinen, vaatelias kasvilajisto, uhanalaiset lajit ja/tai tutkimusaineistossa ainutkertaiset lehtokasviesiintymät.

Tutkimusaineistossa on 18 putkilokasvilajia, joilla 10 esiintymän tavoite jää minimialueverkossa toteutumatta (ks. taulukko 6). Kahdenkymmenen esiintymän tavoite jää toteutumatta 25 lajilla. Kuten Uudellamaallakin, suurin osa näiden harvinaisten lajien esiintymistä on suojelulehdoissa. Suhteellisesti eniten suojelulehtojen ulkopuolisia esiintymiä näyttäisi harvinaisista lajeista olevan mustalinnunherneellä, kaislasaralla (*Carex rhynchophylla*), hajuheinällä, tuoksumataralla ja korpisorsimolla.

Taulukko 6. Harvinaisimpien (esiintymiä ≤ 50) lehtokasvien esiintymien lukumäärä tutkimukseen sisältyneissä vuokko-
vyöhykkeen lehdossa.

	Lehtojensuojelu- ohjelman kohteet (108 kpl)	Muut lehtoja sisältävät suojelualueet (121 kpl)	Suojelualueiden ja -ohjelmien ulko- puoliset lehdot (293 kpl)	Esiintymiä yhteensä
<i>Agrimonia eupatoria</i>	0	0	1	1
<i>Cypripedium calcareum</i>	0	1	0	1
<i>Festuca gigantea</i>	0	1	0	1
<i>Rosa acicularis</i>	1	0	0	1
<i>Carex atheroides</i>	1	1	0	2
<i>Epipogium aphyllum</i>	0	1	1	2
<i>Melica picta</i>	2	0	0	2
<i>Asarum europeum</i>	3	0	0	3
<i>Carex acutiformis</i>	1	1	1	3
<i>Mercurialis perennis</i>	2	0	1	3
<i>Corydalis intermedia</i>	2	1	1	4
<i>Carex pediformis</i>	2	2	1	5
<i>Diplazium sibiricum</i>	5	0	0	5
<i>Primula veris</i>	4	1	1	6
<i>Lathyrus niger</i>	3	0	4	7
<i>Epipactis helleborine</i>	6	1	1	8
<i>Neottia nidus-avis</i>	6	1	2	9
<i>Satureja vulgaris</i>	5	3	1	9
<i>Carex rhynchochrysa</i>	4	1	5	10
<i>Cinna latifolia</i>	3	3	5	11
<i>Gagea lutea</i>	10	2	2	14
<i>Ulmus glabra</i>	7	6	2	15
<i>Fraxinus excelsior</i>	6	5	5	16
<i>Galium odoratum</i>	4	6	7	17
<i>Ulmus laevis</i>	7	6	5	18
<i>Glyceria lithuanica</i>	5	5	12	22
<i>Corydalis solida</i>	11	10	7	28
<i>Mycelis muralis</i>	10	8	12	30
<i>Polygonatum multiflorum</i>	12	8	11	31
<i>Listera ovata</i>	12	8	12	32
<i>Ranunculus ficaria</i>	15	8	11	34
<i>Trollius europaeus</i>	11	5	18	34
<i>Adoxa moschatellina</i>	10	8	18	36
<i>Anemone ranunculoides</i>	17	14	11	42
<i>Humulus lupulus</i>	11	11	25	47

Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset

4

4.1 Uudenmaan ja vuokkovoikkeen suojelulehtojen verkoston edustavuudesta

Suojelualueverkostoa voidaan arvioida monesta eri näkökulmasta (ks. Heikkinen ym. 1999). Yksi viime aikoina esiin nostettu lähestymistapa on tarkastella suojelu-kohteiden edustavuutta osana alueellista verkkoa (mm. Margules ym. 1988, Bedward ym. 1992, Pressey ym. 1993, Pressey & Tully 1994). Myös tässä tutkimuksessa arvioidaan sitä, miten hyvin suojelulehdot täydentävät kasvilajistoltaan toisiaan.

Optimointialgoritmitulosten perusteella sekä Uudenmaan että vuokkovoikkeen suojelulehdoilla on merkittävä osuus komplementaarisisissa minimialueverkoissa eli lehtokasviston suhteen ne täydentävät varsin hyvin toisiaan. Vuokkovoikkeen 293 ei-suojelluista maakunnallisesta tai paikallisesta lehdosta valikoituu enimmilläänkin vain 16% (47 kohdetta) minimialueverkkoon. Suojelulehtojen osuus minimialueverkoissa on siten tilastollisesti selvästi suurempi kuin jos verkon kohteet valittaisiin satunnaisesti kaikista tutkimukseen sisältyneistä lehdoista (vrt. Virolainen 1999). Samansuuntaisiin tuloksiin päätyi Honka (2000) Pohjois-Karjalan suojelulehtojen verkoston edustavuustarkastelussa. Sen sijaan Virolainen (1999) päätyi Keski-Suomen lehtojen suojelualueverkkoa arvioidessaan varsin erilaisiin tuloksiin. Mahdollisia syitä tähän tarkastellaan kohdassa "Menetelmällisiä näkökulmia" (kappale 4.3).

Suojelulehtojen merkittävää osuutta minimialueverkoissa korostaa se, että lehtojensuojeluohjelman kohteita valittaessa ei ole systemaattisesti käytetty kohteiden komplementaarisuuteen tähtäävää valintamenetelmää. Ohjelman kohteet kuitenkin näyttävät täydentävän toisiaan kasvilajistoltaan selvästi keskimääräistä paremmin. Tämä perustuu siihen, että lehtojensuojeluohjelmaan työstettäessä joka alueelta pyrittiin valitsemaan näytteitä erityyppisistä kuivista, tuoreista ja kosteista lehdoista – tästä seuraa automaattisesti lajistollista vaihtelua ohjelmaan valittujen lehtokohteiden välillä.

Vaikka suojelulehdoilla on merkittävä osuus toisiaan hyvin täydentävien lehtojen alueverkoissa, mahdollisimman komplementaarista lehtoverkkoa ne eivät kuitenkaan muodosta. Etenkin jos tavoitteena on jokaisesta lehtokasvista 10 esiintymää tai enemmän, osa maakunnallisista tai paikallisista lehdoista täydentäisi Uudenmaan ja vuokkovoikkeen suojelulehtojen verkkoa monipuolisemmin kuin osa lehtojensuojeluohjelman kohteista tai muista suojelulehdoista.

Lehtojen suojelualueverkon kokonaisvaltaisessa tarkastelussa tulee kuitenkin huomioida muitakin seikkoja kuin pelkkä kohteiden kasvilajiston komplementaarisuus, kuten esimerkiksi kohteiden luonnontilaisuus ja kasvillisuuden edustavuus. Suurimman Uudenmaan minimialueverkon (tavoite 10 lajiesiintymää) ulkopuolelle jäi 24 lehtojensuojeluohjelman kohdetta. Vaikka osa näistä kohteista onkin aluskasvillisuudeltaan niukkalajisia, niillä kaikilla on kuitenkin lehtoinventoinnin pisteyksen mukaisia merkittäviä luontoarvoja. Esimerkkikohteita ovat Hangon Broarsbuktenin tervaleppäkorpi, jolla kasvaa muun muassa varstasara (*Carex pseudocyperus*). Ramsinniemen lehto Helsingissä on edustava rehevä meren-

rantalehto. Inkoon Linkullassa ja Porvoon Ekuddenin lehdossa on arvokkaita jalopuumetsiä. Lohjan Ahtialan lehdon sienilajisto on hyvin merkittävä ja Flyetin korpi Tammisaarella on poikkeuksellisen edustava ja laaja tervaleppäkorpi. Tämä heijastelee sitä seikkaa, että pelkkien lajitietojen ja kohteiden lajistollisen komplementaarisuuden huomioiminen suojelukohteiden valinnassa voisi jättää monia kasvillisuudeltaan edustavia kohteita suojelualueverkon ulkopuolelle.

Suojelulehtoihin sisältyy myös joitakin luonnonsuojelullisesti vaatimattomampia kohteita, jotka ovat pääsääntöisesti pienikokoisia yksityismaiden suojelualueita. Näissä tapauksissa paikallisella tasolla tehdyt suojelupäätökset ovat kohdistuneet lehtokasvistoltaan tavanomaisiin ja yksipuolisiin sekä muiltakin suojeluarvoiltaan keskinkertaisiin lehtoihin. Valtakunnallisessa lehtoinventoinnissa kyseiset lehdot – mikäli ne ovat olleet inventoinnissa mukana – on arvioitu paikallisesti arvokkaiksi kohteiksi.

4.2 Suojelulehtojen alueverkon puutteista Uudellamaalla ja vuokkovyöhykkeessä

Monimuuttuja-analyysien perusteella kuivat, heinäiset ja vaihtelevasti laidunnetut ja kulttuurivaikutteiset lehdot ovat aliedustettuina Uudellamaan suojelulehtojen verkossa. Luonnonsuojelullisesti mielenkiintoisimpia näistä ovat lounaiset lehtomäet, joita luonnehtii mosaiikkimaisesti vaihtelevat niitty- ja lehtokuviot. Tämän tyyppisiin lehtomäkiin tulisikin kiinnittää – ainakin paikallisella tasolla – huomiota, kun etsitään ja valitaan uusia luonnonsuojelualueita. Itse asiassa edustavimmilla kohteilla on runsaasti jalopuita, minkä ansiosta ne voivat kuulua luonnonsuojelulain mukaisiin arvokkaisiin luontotyyppeihin. Lisäksi näiden lehtomäkien luontoarvoja voidaan ylläpitää muillakin keinoilla. Parhaimmat laidunnetut kohteet ovat edustavan niittylajiston ansiosta arvokkaita perinnemaisemia. Siksi niiden lajiston säilymistä voidaan edistää myös perinnebiotooppien hoitotoimilla.

Sekä monimuuttuja- että optimointianalyysien tulokset viittavat siihen, että sisämaan savipohjaiset ja jyrkkärinteiset purolaaksot sekä Uudenmaan pohjoisosien kivikkoiset lehtokorpimaiset purolaaksot ovat aliedustettuina Uudenmaan lehtoverkossa. Tämä puute on kasvilajiston osalta edellistä tärkeämpi. Kosteiden lehtojen ja lehtokorprien lajisto reagoi nimittäin voimakkaammin lähiympäristössä tai itse alueella tapahtuviin epäedullisiin ympäristömuutoksiin, kuten ojituksien aiheuttamiin muutoksiin vesitaloudessa (Alanen ym. 1995, ks. myös Lahtonen 2000).

Uudenmaan vaatelialista lehto- ja lehtokorpikasveista vähintään viiden esiintymän tavoitetaso toteutuu 45 lehdon muodostamassa minimialueverkossa valtaosalla lehtojen putkilokasveista, 59 lajilla 75:stä. Tätä arviota on kuitenkin vielä syytä tarkentaa selvittämällä, millä lajeilla esiintymien tavoitetaso ei toteudu. Lajeja, joilla ei ole edes viittä esiintymää (joka todennäköisesti on useimpien lajien osalta riittämätön määrä niiden säilymiseen pitkällä aikavälillä) kaikissa tarkastelussa mukana olevissa 246 lehdossa, ovat esimerkiksi lehtonoidanlukko, lehtolitukka, punavalkku, hajuheinä, hentokiurunkannus, korpisorsimo, suomukka (*Lathraea squamaria*), keltalehdokki (*Platanthera chlorantha*) ja kaiheorvokki. Kyseiset kasvit ovat vaatelialiaita ja valtakunnallisesti tai paikallisesti uhanalaisia kasveja. Siten osalla luonnonsuojelullisesti merkittävintä lehtokasvilajistoa jopa niin alhainen tavoite kuin 5 esiintymää jää Uudellamaalla saavuttamatta – vaikka suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuoliset esiintymät huomioitaisiin.

Osa näistä Uudenmaan harvinaisista lehtokasveista (esimerkiksi lehtonoidanlukko ja lehtolitukka) ovat yksinkertaisesti niin harvinaisia, että niillä ei tunneta suojelualueverkon ulkopuolisia esiintymiä. Niiden osalta alueellisessa lehto-

jensuojeluverkossa ei siten ole puutteita. Toisilla lajeilla, kuten hajuheinällä, punavalkulla, hentokiurunkannuksella, korpisorsimolla, tesmayrtillä, suomukalla ja kaiheorvokilla on luonnonsuojelualueiden ulkopuolisia esiintymiä. Ne ovatkin Uudenmaan suojelulehtojen verkon kannalta ilmeisen arvokkaita täydentäviä kohteita. Osa näistä esiintymistä on tässä tarkastelussa mukana olevissa maakunnallisissa tai paikallisissa lehdossa (esimerkiksi Hyvinkään hajuheinäpurolaaksot) ja osa kokonaan tämän tutkimuksen ulkopuolisilla kohteilla.

Uhanalaisten lajien säilymistä auttaa se, että niiden suojelussa voidaan käyttää monenlaisia uhanalaisten lajien suojeluun liittyviä keinoja ja lainsäädäntöä (ks. esimerkiksi Rytteri & Kettunen 1997). Tehokkain keino on kuitenkin luonnonsuojelualueen perustaminen. Sitä tulee harkita suojelualueverkon ulkopuolisten esiintymien osalta, etenkin jos kyseisessä lehdossa on muitakin arvokkaita luontopiirteitä, kuten edustavaa lehtokasvillisuutta.

Vuokkovyöhykkeen monimuuttuja- ja optimointianalyysien tuloksissa nousivat esiin eri lehtokohteet. Luokittelu- ja ordinaatioanalyysissä erottuvat suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuoliset lehdot ovat etupäässä kosteita puronvarsilehtoja ja lehtokorpia. Niiden lajistoon ei näytä kuuluvan mitään kovin harvinaista lehtokasvia – humalallakin on yli 20 esiintymää suojelualueilla vuokkovyöhykkeessä. Toisaalta kyseiset lehdot on arvioitu valtakunnallisessa lehtoinventoinnissa maakunnallisesti arvokkaiksi kohteiksi. Siksi saniaisvaltaisten puronvarsilehtojen ja lehtokorpien suojelua kannattaa myös vuokkovyöhykkeessä mahdollisuuksien mukaan edistää ja niiden suojelupinta-alaa kasvattaa.

Minimialueverkkotarkasteluissa esiin nousseet suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuoliset lehdot edustavat tärkeämpiä kohteita, jos vuokkovyöhykkeen suojelulehtojen verkkoon etsitään täydentäviä kohteita. Nämä lehdot ovat lehtokasvistoltaan monipuolisia ja/tai niillä esiintyy vuokkovyöhykkeen suojelulehtojen verkossa harvinaisia lehtokasveja.

Tähän tutkimukseen sisältyneiden lehtokohteiden osalta merkittävä osa vuokkovyöhykkeen harvinaisimpien lehtokasvilajien esiintymistä on joko lehtojensuojeluohjelman kohteella tai muilla lehtometsäisillä luonnonsuojelualueilla. On kuitenkin huomattava, että useimmilla kasvilajeilla on vaihtelevassa määrin tämän tutkimuksen 522 lehtokohteen ulkopuolisia esiintymiä. Siksi tässä työssä ilmoitettujen esiintymien lukumäärästä ei voida tarkasti arvioida sitä, mikä osuus tarkasteluun sisältyneiden lehtokasvien esiintymistä on suojelualueilla ja suojeluohjelmien kohteilla. Hentokiurunkannuksesta ja hajuheinästä on tehty myös joitakin uusia löytöjä (ks. Kääntönen 2000), useimmiten suojelualueiden ulkopuolelta. Harvinaisten lehtolajien suojelutilannetta on joka tapauksessa mahdollista parantaa vuokkovyöhykkeessä ainakin mustalinnunherneen, hajuheinän, tuoksumataran, hentokiurunkannuksen ja korpisorsimon osalta.

Vuokkovyöhykkeen suojelulehtojen verkkoa voidaan mitä ilmeisemmin tehokkaimmin täydentää suojelemalla lehtokasvistoltaan monipuolisia kohteita, joilla esiintyy yksi tai useampi nykyisessä suojelualueverkossa niukasti esiintyvä laji. Uusien suojelukohteiden tulisi olla myös luonnontilaisuudeltaan ja lähiympäristöltään edustavia sekä harvinaisten lajien populaatioiden riittävän suurikokoisia, jotta luonnonsuojelullisesti arvokkaiden piirteiden voidaan olettaa säilyvän pidemmälläkin aikavälillä. Esimerkiksi vuokkovyöhykkeen aineistoissa mukana oleva ainoa maarianverijuuren esiintymä (Rauman Kyläkallion lehto) on rauhoittamaton, mutta myös äärimmäisen pieni ja sijaitsee asutuksen liepeillä. Tämän tyyppisille lehtokohteille ei välttämättä kannata perustaa luonnonsuojelualueita, vaan pyrkiä säilyttämään tärkeimmät kasvilajit yhteisymmärryksessä maanomistajien kanssa sekä tarvittaessa toteuttaa kohteella hoitotoimia.

4.3 Menetelmällisiä näkökulmia

Sætersdal & Birks (1993) selvittivät suojelulehtojen alueverkon kattavuutta monimuuttujamenetelmillä Länsi-Norjassa Hordalandin maakunnassa. Heidän tuloksissaan tuli esiin vahva suurilmastollinen gradientti, jota lehtojen välinen kasvilajistollinen vaihtelu myös heijasteli. Tutkitut lehdot ryhmittyivät sekä luokittelu- että ordinaatiotuloksissa selkeästi neljään eri ryhmään. Läntisimmät saaristolehdot erottuivat muista kohteista. Niistä yksikään ei kuulunut suojelualueisiin, joten tarkastelu osoitti selvän puutteen alueellisessa suojelulehtojen verkossa.

Tämän tutkimuksen monimuuttuja-analyysien tulokset ovat vaikeammin tulkittavissa. Luonnonsuojelualueverkon puutteiden arvioiminen niiden perusteella ei etenkään vuokkovyöhykkeen lehtojen osalta ole suoraviivaista. Vuokkovyöhykkeen lehtokohteiden luokittelu- että ordinaatiotuloksissa erottuivat pääjoukosta lähinnä kasvilajistoltaan yksipuoliset lehdot, joiden kasvillisuudessa ei juurikaan ole suojelulehdoista puuttuvia piirteitä. Toisaalta Uudenmaan tuloksissa esiin nousseet maakunnalliset ja paikalliset lehdot sisältävät hieman enemmän omaleimaisia piirteitä. Ilmeisesti vuokkovyöhyke ja sen 522 lehtoa ovat jo liian iso kokonaisuus monimuuttujatarkasteluihin ja Uusimaa sopivamman kokoinen alue.

Yksi merkittävä ero tämän tutkimuksen ja Sætersdal & Birksin (1993) tutkimuksen välillä on kasvilajien runsausarvioiden puuttuminen. Runsaustiedot todennäköisesti selvensivät norjalaislehtojen välisiä eroja (vrt. Haila ym. 1987). Tämän tutkimuksen alueilla ei myöskään ole yhtä voimakasta ilmastogradienttia kuin Norjan Hordalandissa, jossa vaihtelun ääripäät ovat saaristolehdot ja vuonon pohjukan lehdot.

Optimointimenetelmienkin käyttöön liittyy joitakin kriittisiä seikkoja (ks. Heikkinen ym. 1999). Muutamissa aikaisemmissa minimialueverkkoja tarkastelevissa tutkimuksissa (mm. Nicholls & Margules 1993) on painotettu, että harvalukuisten lajien mukaanottaminen tai poisjättäminen vaikuttaa voimakkaasti optimointialgoritmien tuloksiin. Harvinaisista lajeista tulisikin selvittää kaksi seikkaa: (1) kuuluvatko ne tutkittavan luontotyyppin keskeiseen tai normaaliin lajistoon vai pikemminkin jonkin muun läheisen luontotyyppin lajeihin, joiden havaintoja on tehty vaihtelevasti (ks. Ranta ym. 1999), tai (2) ovatko nämä lajit sellaisia, että niihin liittyy havaittavuus- ja tunnistamisiongelmia tai yleensä taksonomisia vaikeuksia. Jälkimmäistä seikkaa on useimmissa laajemmissa tutkimusaineistosta – kuten tässäkin tutkimuksessa – vaikeaa perinpohjaisesti kontrolloida, koska aineistoa on kerätty useana eri ajankohtana, vaihtelevissa olosuhteissa ja eri inventoijien toimesta. Ensimmäisen tekijän vaikutusta on sen sijaan tässä tutkimuksessa pyritty minimoimaan rajaamalla minimialueverkkotarkastelut vain keskeiseen vaateliaaseen lehto- ja lehtokorpikasvilajistoon (ks. liite 1).

Virolainen (1999) sovelsi optimointialgoritmeja Keski-Suomen lehtojen suojelualueverkon tarkasteluun. Hänen tuloksensa ovat ristiriidassa tämän tutkimuksen tulosten kanssa. Virolaisen mukaan lehtojensuojeluohjelman pisteytysmenetelmät ovat johtaneet kasvilajiston monimuotoisuuden suojelussa tehottomiin alueverkkoihin. Lisäksi hän arvioi, että satunnaisesti valitut lehtokohteet täydentävät toisiaan tehokkaammin kuin rauhoitetut lehdot Keski-Suomessa. Tämä voi osaltaan johtua suojelulehtojen ”laadullisista” eroista tutkimusalueiden välillä tai eroista käytetyissä optimointimenetelmissä. Toisaalta osatekijänä voivat olla yllämainitun kaltaiset optimointimenetelmiin liittyvät virhelähteet.

Keski-Suomen lehtotutkimuksessa käytettyjen kasvilajien tarkkaa listaa ei ole esitetty missään. Liitteenä seuraavasta fylogeneettisestä luokittelusta (Virolainen 1999, osa III, Appendix) voi kuitenkin päätellä analyysin pohjautuneen melko heterogeeniseen putkilokasvilajistoon. Mukana on useita muille luontotyypeille luonteenomaisia kasveja tai ihmisen mukana leviäviä kasveja, jotka esiintyvät lehdoissa vain satunnaisesti – esimerkiksi päivänkakkara, vehka, tai ratamolajit

eivät kuulu lehtojen olennaiseen kasvistoon. Näiden lajien sisällyttäminen optimointialgoritmi-tarkasteluihin aiheuttaa tulosten vääristymisen, sillä harvinaisina esiintyessään kyseiset lajit dominoivat automaattisesti analyysien tuloksia (jokin lehto voi näyttää minimialueverkon keskeiseltä kohteelta, jos sillä on esimerkiksi ainoa päivänkakkaran tai piharatamon esiintymä tutkimusaineistossa).

Keski-Suomen lehtotutkimuksessa käytetty jaottelu rauhoitettuihin ja rauhoittamattomiin lehtoihin on myös kyseenalainen. Tutkimusaineiston muodostavat 30 valtakunnallisen lehtojensuojeluohjelman kohdetta, joista puolet on rauhoitettu luonnonsuojelualueiksi ja loppujen rauhoitus on vielä valmisteilla. Jälkimmäiset 15 lehtoa on rinnastettu luonnonsuojelualueiden ulkopuolisiin alueisiin. Tämänlaista rinnastusta ei voida tehdä, koska kaikista lehtojensuojeluohjelman kohteista on periaatepäätöksen mukaisesti tarkoitus perustaa luonnonsuojelulain mukainen suojelualue. Vertailu ontuu myös sen vuoksi, että vertailtavien ryhmien lehdot on valittu samoilla lehtojensuojeluohjelman mukaisilla kriteereillä ja päämäärillä – siksi niiden välillä ei odottaisikaan olevan voimakkaita eroja.

Kolmas seikka on tutkimusaineistojen koko. Virolaisen (1999) tarkastelu perustuu pieneen otokseen eli 30 lehtoon. Käytetty aineisto on niin pieni, että jo yksistään sen takia tulosten yleistäminen koko Suomen laajuiseksi suojelulehtojen verkon edustavuusarvioinniksi ja kritiikiksi on kyseenalaista.

Muitakin kriittisiä seikkoja liittyy optimointianalyysiin. Minimialueverkko-tarkastelut joudutaan useimmiten tekemään vain kvalitatiivisen tiedon perusteella, eli onko jokin laji tavattu alueella tai ei. Runsausarvioita ei ole tiedossa kaikilta alueilta, ja vaikka olisi, useimmat optimointialgoritmit eivät pysty niitä hyödyntämään. Siksi optimointimenetelmät tavallisesti käsittelevät elinvoimaisia ja runsaita lajiesiintymiä samanarvoisina kuin niukkoja, muutaman yksilön esiintymiä. Tällöin on vaarana, että ohjelmat valitsevat minimialueverkkoihin heikommin elinkelpoisia esiintymiä runsaampien esiintymien sijaan.

Lisäksi optimointimenetelmät eivät yleensä ota huomioon alueiden laatueroja, kuten luonnontilaisuuden, luontotyyppien ”haavoittuvuuden” ja lähiympäristön eroja tai muuta tarkasteltavan lajiryhmän ulkopuolista, luonnonsuojellisesti merkittävää lajistoa. Jos valittavana on useampia saman lajin esiintymiä, tulisi mahdollisuuksien mukaan suosia suurempia kohteita – pienikokoiset lehdot eivät välttämättä pysty ylläpitämään pitkällä aikavälillä elinvoimaisia vaateliiden lajien populaatioita, sillä ne ovat herkempiä esimerkiksi lähiympäristön haitallisille muutoksille tai pieniin populaatioihin liittyviin lisääntymisongelmiin (ks. Rytteri & Kettunen 1997, Syrjänen & Rytteri 1998). Näitä optimointimenetelmien puutteita voidaan tosin lieventää, jos minimialueverkkoon on mahdollista liittää etu- tai jälkikäteisellä valinnalla ”pakottamalla” mukaan kaikki arvokkaiksi luokitellut kohteet, joilla on esimerkiksi uhanalaisten lajien esiintymiä tai hyvin edustavaa kasvillisuutta (ks. Nicholls & Margules 1993, Ranta ym. 1999).

Muutama Uudenmaan pienikokoisista lehdoista oli minimialueverkon keskeisten lehtojen joukossa niiden sisältämien ainutkertaisten lajiesiintymien vuoksi. Nämä esiintymät saattavat hävitä suhteellisen helposti dynaamisesti muuttuvassa metsäluonnossa, mikä voi heijastua muutoksiin minimialueverkon keskeisten kohteiden listassa (vrt. Margules ym. 1994). Pienikokoiset suojelulehdot pystyvät todennäköisimmin ylläpitämään vaateliään kasvilajistonsa topografialtaan suojaisissa kohdissa, kuten esimerkiksi varjoisilla rinteillä kallioselänteiden välisissä puronotkelmissa.

Optimointimenetelmien heikkojen kohtien johdosta minimialueverkkotarkastelussa esiin nousevat suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuoliset kohteet eivät välttämättä muilta luontoarvoiltaan ole edustavia suojelukohteita. Seuraava askel suojelulehtojen alueverkkotarkastelussa olisikin alueverkostoa mahdollisesti hyvin täydentävien maakunnallisten ja paikallisten lehtojen luontopiirteiden arviointi. Minkälainen on niiden luonnontilaisuus, lähiympäristö, koko, tärkeiden

lajien esiintymien runsaus ja yleensä alueen todennäköinen kyky säilyttää lehtopiirteensä ja -lajistonsa?

Puutteistaan huolimatta optimointimenetelmillä on sijansa luonnonsuojelualueverkkojen edustavuuden tarkasteluissa. Niillä voidaan joka tapauksessa selvittää senhetkisen alueverkon monipuolisuutta ja puutteita, tai ohjata monipuolisen suojelualueverkon kokoamista seuduilla, joilla on vähän suojelualueita (ks. Rebelo & Siegfried 1992, Margules & Nicholls 1993, Nicholls & Margules 1993, Willis ym. 1996). Rajallisten luonnonsuojelumahdollisuuksien vuoksi suojelualueverkon tulisi olla mahdollisimman monipuolinen ja sen kohteiden tulisi täydentää hyvin toisiaan – tavoite, jonka toteuttamiseen optimointimenetelmät nimenomaan tähtäävät.

Luonnon monimuotoisuuden suojelussa olisi hyödyllistä yhdistää ekologiaa, laadullisia ja populaatiobiologisia seikkoja painottavat aluevalinnat ja -kriteerit sekä optimointimenetelmien näkökulmat. Yksi vaihtoehto on koota harvinaisia ekosysteemejä – esimerkiksi lehtoja – edustavan suojelualueverkon perusta alueista, joilla on esimerkiksi harvinaisten lajien elinvoimaisimmat esiintymät tai ainutlaatuisia luontotyyppisiä. Sen jälkeen tätä alueverkon ydintä voitaisiin täydentää optimointimenetelmillä.

Suomen lehtojensuojelualueverkon tilanne on tässä suhteessa hyvä, sillä alueverkon ydin muodostuu pitkälti valtakunnallisen lehtojensuojeluohjelman kohteista. Alueellisten suojelulehtojen verkkojen puutteiden täydentämistä on mahdollista (mikäli tarvittavat kattavat lajitiedot on käytettävissä) tehdä optimointimenetelmillä suojeluohjelman vanhan läänijaon mukaisesti tai nykyisen alueellisten ympäristökeskusten alueilla kautta maan. Tämän tutkimuksen Uudenmaan tarkastelun ohella vastaava selvitys on tehty Pohjois-Karjalassa (Honka 2000). Kyseinen jako olisi perusteltua siksi, että valtakunnallisen lehtojensuojeluohjelman kohteet on arvioitu ja valittu samanlaisen alueellisen tarkastelun pohjalta. Pää tavoite olisi löytää suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisia lehtoja, jotka täydentäisivät lajistoltaan hyvin nykyistä lehtoverkkoa ja jotka olisivat muiltakin luonnonsuojelullisilta piirteiltään edustavia.

4.4 Loppupäätelmiä

Sekä Uudenmaan että vuokkovyöhykkeen suojelulehdot muodostavat kohdevalinnoiltaan pääsääntöisesti onnistuneen ja lähtökohdissaan varsin edustavan lehtokasviston suojelualueverkon. Vaikka valtakunnallisen lehtojensuojeluohjelman kohteita tai muita rauhoitettuja lehtoja ei ole valittu nimenomaan komplementaarisuuden näkökulmasta, on niillä kuitenkin merkittävä osuus toisiaan hyvin täydentävien lehtojen alueverkoissa. Lisäksi useiden rauhoitettujen lehtojen ja etenkin lehtojensuojeluohjelman lehtojen kohdekohtaiset suojeluarvot ovat suuret, sillä niiden suojeluperusteina on käytetty vaateliasta ja edustavaa kasvillisuutta sekä uhanalaisten lajien esiintymiä. Tuloksena on hyvä yhdistelmä kohdekohtaisia, arvokkaita luontopiirteitä säilyttäviä lehtoja ja kasvilajistoltaan toisiaan keskimääräistä paremmin täydentäviä suojelukohteita.

Paikallisella tasolla tehdyt suojelupäätökset ovat toisinaan kohdistuneet luontoarvoiltaan vaatimattomampiin lehtoihin. Jatkossa olisi hyvä pyrkiä arvioimaan potentiaalisten suojelulehtojen merkitystä aina myös laajemmissa, alueellisissa raameissa. Esimerkiksi mikäli lehdon lajistossa ei ole uhanalaisia ja kovin vaate-liaita lajeja, tulisi arvioida, edustaako kohde kuitenkin jotain tietyn tyyppistä alueellisesta vähän suojeltua lehtoluontoa.

Molemmassa suojelulehtojen alueverkoissa on myös puutteita. Puutteet painottuvat toisaalta kosteisiin puronvarsilehtoihin ja lehtokorpiin, toisaalta lounaisiin kuivahkoihin ja heinäisiin lehtomäkiin. Jotkut muutkin runsaslajiset ja/tai

harvinaisia lehtokasveja sisältävät ei-rauhoitettut maakunnalliset lehdot täydentäisivät alueellisia suojelulehtoverkkoja monipuolisemmin kuin osa valtakunnallisista kohteista.

Tulosten perusteella voidaan nimetä noin kymmenen vaateliasta lehto- tai lehtokorpikasvia, joilla on alueellisissa suojelulehtoverkoissa niukasti esiintymiä ja joiden suojelutilannetta tulisi kohentaa. Lajit, joilla on alle 10 esiintymää alueellisessa suojelulehtojen verkossa, ovat mitä ilmeisemmin vaarassa taantua ja hävitä. Suurin populaatioiden häviämiskahva liittyy uhanlaisiin lajeihin – tutkimusaineistossa näitä edustavat 20 valtakunnallisesti tai alueellisesti uhanalaista lajia, sekä 4 silmälläpidettävää lajia (ks. liite 1). Luonnonsuojelulain mukaisten, erityisesti suojeltujen uhanalaisten lajien osalta suojelukeinoja on muitakin kuin luonnonsuojelualueiden perustaminen. Kuitenkin uhanalaisten lajien suojelualueiden ja -ohjelmien ulkopuolisten esiintymien osalta suojelualueen perustamista tulisi harkita, mikäli esiintymä on muutenkin lehtona lajistollisesti tai muuten merkittävä. Lisäksi nykyisiä niukkoja suojelualue-esiintymiä tulisi tarvittaessa hoitotoimin vahvistaa.

On huomattava, että pitkällä aikavälillä onnistunut lehtojen suojelu riippuu muistakin seikoista kuin pelkästään muutamien yksittäisten suojelualueiden perustamisesta harvinaisille lehtokasveille. Vaikka suojelulehtojen kokonaispinta-alasta ei ole tarkkaa tietoa, lehtojen suojelutilanne on niiden keskeisestä luonnonsuojelubiologisesta asemasta huolimatta ilmeisen puutteellinen. Yhden arvion mukaan lehtojensuojeluohjelman kohteet ja aiemmin rauhoitetut lehdot vastaavat yhdessä 3–4 % koko maan lehtojen kokonaispinta-alasta (ks. Komiteanmietintö 1988, Alanen 1992). Suojellun lehtoalan tarkkaa arviointia vaikeuttaa kuitenkin se, että yksityismaiden suojelulehtoihin ja lehtojensuojeluohjelmien kohteisiin sisältyy vaihtelevassa määrin muitakin luontotyyppisiä (mm. kallioita ja kangasmetsää) kuin lehtometsää. Jos suojelutilannetta tarkastellaan valtakunnallisen metsien 8. inventoinnin perusteella, saadaan hieman toisenlainen arvio: VMI8:n systemaattisessa otannassa lehdoista ja lehtomaisista kangasmetsistä vain noin 1 % sijaitsee suojelualueilla tai suojeluohjelmien kohteilla (Virkkala ym. 2000).

Yhdeksi metsäluonnon suojelun perustavoitteeksi on esitetty (ks. Andrén 1994, 1997, Virkkala 1996, Virkkala & Toivonen 1999), että suojeltujen metsien tulisi kattaa noin 10 % metsämaan alasta. Vaikka suojelulehtojen tarkkaa pinta-alaa ei olisikaan tiedossa, jää se joka tapauksessa selvästi alle 10 % suosituksen. Tämä suositus perustuu simulaatiotutkimuksiin ja empiirisiin aineistoihin. Niissä habitaatin pirstoutumisen negatiiviset vaikutukset korostuvat, kun alkuperäistä habitaattia on jäljellä alle 10 %. Tämän kynnyksarvon alapuolella lajien populaatiot ja kannat pienenevät suhteessa voimakkaammin kuin niiden habitaatti vähenee (ks. tarkemmin Virkkala 1996). Vaikka suojelulehtojen valinnassa on tähän mennessä onnistuttu varsin hyvin, tulee lehtojen suojeluun kiinnittää huomiota jatkossa entistä enemmän ja kasvattaa lehtojen suojelupinta-alaa mahdollisuuksien mukaan. Itse asiassa tietomme siitä, miten hyvin nykyiset pienikokoiset rauhoitetut lehdot pystyvät pitkällä aikavälillä säilyttämään luonnonsuojelullisesti merkittävän lajistonsa, ovat pitkälti arvailujen varassa. Tämän selvittäminen vaatisi laajamittaista suojelulehtojen seurantaa, jossa kerättäisiin lajien runsaustietoja sekä muita populaatioiden elinvoimaisuudesta kertovia tietoja (ks. Syrjänen & Rytteri 1998).

Toinen tutkimustarve liittyy uudistuneeseen lainsäädäntöön. Vuonna 1997 voimaan tullut metsälaki suojelee reheviä lehtolaikkuja ja reheviä korpia metsälain erityisen tärkeinä elinympäristöinä (Meriluoto & Soininen 1998). Uusi luonnonsuojelulaki suojelee tietyt kriteerit täyttäviä jalopuumetsiköitä, pähkinälehtoja ja tervaleppäkorpeja. Nämä molemmat säädökset voivat edesauttaa ainakin tavallisimpien lehtokasvien säilymistä (ks. Annala 1998). Jatkossa tuleekin empiirisiin tutkimuksiin selvittää, mitä ja missä määrin lehtojen vaateliasta kasvilajeja sisältyy

metsälain tärkeisiin elinympäristöihin ja luonnonsuojelulain luontotyyppeihin, ja sovelletaanko metsälakia siten, että vaateliaat lehtokasvit säilyvät metsälakikohteilla. Erityisen tärkeää on tutkia, pystyvätkö nämä pienikokoiset ”avainbiotoopit” ylläpitämään vaatelioiden ja uhanalaisten lehtolajien elinvoimaisia populaatioita.

Kaiken kaikkiaan on vielä ennen aikaista arvioida miten hyvin lähtökohdiltaan varsin edustava suojelulehtojen verkko yhdessä luonnonsuojelulain ja metsälain arvokkaiden lehtojen luontotyyppien kanssa riittää säilyttämään vaatelioiden lehtokasvien alueelliset populaatiot tulevaisuudessa. Lehtojen suojelutilanteen arvioimiseen tuleekin palata, kun käytettävissä on uutta tutkimustietoa niin lehdoista kuin metsälain arvokkaiden luontotyyppien merkityksestä lajipopulaatioiden säilymiselle.

Kiitokset

Aulikki Alanen, Pertti Huttunen, Jari Niemelä, Juha Pykälä, Heikki Toivonen ja Raimo Virkkala antoivat rakentavaa kritiikkiä, arvokkaita kommentteja ja muuta merkittävää apua tämän artikkelin muokkaamisen eri vaiheissa. Laajojen lehtoaisteiden tallennuksen tekivät suurimmaksi osaksi Esa Taimioja ja Trond Kvitvik, joista jälkimmäinen myös osallistui lehtojen täydennysinventointeihin. Uudemaan ja vuokkovyöhykkeen inventointitietojen kokoamisessa ja maastokartoituksissa auttoivat lukuisat henkilöt: Jukka Airola, Aulikki Alanen, Thomas Bonn, Veli Haikonen, Raimo Hakila, Kirsi Hellas, Sanna Honka, Ari Jokinen, Seppo Kallonen, Lasse Kosonen, Tapio Lahtonen, Arto Lankinen, Matti Kääntönen, Susanna Männynoksa, Juha Pykälä, Pilvi Pääkkönen, Veli-Pekka Rautiainen, Tapio Rintanen, Tiia Stén ja Tauno Toivonen. Kiitän lämpimästi kaikkia näitä henkilöitä, kuten myös A.O. Nichollsia (CSIRO), joka antoi BioSelect-ohjelman SAVA-hankkeen käyttöön.

Kirjallisuus

- Alanen, A. 1990. Lehdot pursuavat elämää. Teoksessa: Jauhiainen, H. (toim.), *Metsiemme uhanalaiset*: 59-65. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Kajaani.
- Alanen, A. 1992. Lehtojen suojelu ja hoito. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 68: 73-76.
- Alanen, A. 1998. Mikä tekee lehdoista erityisiä? Teoksessa: Lappalainen, I. (toim.), *Suomen luonnon monimuotoisuus*: 40. Suomen ympäristökeskus, Edita, Helsinki.
- Alanen, A., Leivo, A., Lindgren, L. & Piri, E. 1995. Lehtojen hoito-opas. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*, Sarja B, No 26. Vantaa. 128 s.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Andrén, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletins* 46: 171-181.
- Angelstam, P. 1992. Conservation of communities – the roles of edges, surroundings and mosaic structure of man-dominated landscapes. Teoksessa: Hansson, L. (toim.) *Ecological principles of nature conservation*: 9-70. Elsevier. Lontoo.
- Annala, E. 1998. Uusittujen metsänkäsittelymenetelmien vaikutus uhanalaisiin lajeihin. Teoksessa: Annala, E. (toim.) *Monimuotoinen metsä – Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 197-221.
- Bedward, M., Pressey, R.L. & Keith, D.A. 1992. A new approach for selecting fully representative reserve networks: addressing efficiency, reserve design and land suitability with an iterative analysis. *Biological Conservation* 62: 115-125.
- Belbin, L. 1995. PATN. Pattern Analysis Package. Technical reference. CSIRO, Division of Wildlife and Ecology. 226 s.
- Bibby, C.J. 1998. Selecting areas for conservation. Teoksessa: W.J. Sutherland (toim.), *Conservation Science and Action*: 176-201. Blackwell Science. Oxford.
- Faith, D.P., Minchin, P.R. & Belbin, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57-68.
- Haila, Y., Järvinen, O. & Raivio, S. 1987. Quantitative versus qualitative distribution patterns of birds in the western Palearctic taiga. *Annales Zoologici Fennici* 24: 179-194.
- Heikkinen, R.K., Virkkala, R. & Toivonen, H. 1999. Luonnonsuojelualueverkon edustavuus: ekologiset perusteet ja arviointimenetelmät. *Luonnon Tutkija* 104(4): 120-134.
- Hinneri, S. 1980. Lehto. Teoksessa: Kallio, P. & Rousi, A. (toim.), *Kasvien maailma*: 1089-1092.
- Honka, S. 2000. Pohjois-Karjalan lehtojensuojelualueverkon edustavuus. Pro gradu -tutkielma. Joensuun yliopisto. 60 s. + 4 liitettä.
- Hosiaisluoma, V. 1988. Ramsinniemen lehdon hoito- ja käyttösuunnitelma. Helsingin kaupunki, Ympäristönsuojelulautakunta. Helsinki. 34 s.
- Kaakinen, E. 1982. Lehtokeskukset – ravinteisuuden ja lajirikkuuden saarekkeet. *Savon Luonto* 14: 34-40.
- Komiteanmietintö 1988. Lehtojensuojelutyöryhmän mietintö. Komiteanmietintö 1988: 16. Helsinki. 279 s.
- Koponen, T. 1967. On the dynamics of vegetation and flora in Karkali Nature Reserve, southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 4: 121-218.
- Kujala, V. 1979. Suomen metsätyypit. Abstract: Forest types of Finland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae (Metsäntutkimuslaitoksen julkaisuja)* 92(8): 1-45.
- Kääntönen, M. 2000. Pirkanmaan uhanalaisista kasveista vuosina 1998-1999. *Talvikki* 1/2000: 2-11.
- Lahtonen, T. 2000. Hakkuun vaikutus lehtolajistoon Tampereen Valkaman norolehdossa. *Talvikki* 1/2000: 29-40.
- Margules, C.R. & Nicholls, A.O. 1993. Where should nature reserves be located? Teoksessa: Moritz, C. & Kikkawa, J. (toim.) *Conservation biology in Australia and Oceania*: 339-346. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton.
- Margules, C.R., Nicholls, A.O. & Pressey, R.L. 1988. Selecting networks of reserves to maximize biological diversity. *Biological Conservation* 43: 63-76.
- Margules, C.R., Nicholls, A.O. & Usher, M.B. 1994. Apparent species turnover, probability of extinction and the selection of nature reserves: a case study of the Ingleborough limestone pavements. *Conservation Biology* 8: 398-409.

- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 237 s.
- Meriluoto, M. & Soininen, T. 1998. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Metsälehti Kustannus, Helsinki. 192 s.
- Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* 69: 89-107.
- Nicholls, A.O. & Margules, C.R. 1993. An upgraded reserve selection algorithm. *Biological Conservation* 64: 165-169.
- Pietiläinen, M. 1984. Porvoon mlk:n luonnoninventointi 1982-1983. 108 s.
- Pressey, R.L. 1994. Ad hoc reservations: forward or backward steps in developing representative reserve systems? *Conservation Biology* 8: 662-668.
- Pressey, R.L. & Nicholls, A.O. 1989. Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation* 50: 199-218.
- Pressey, R.L. & Tully, S.L. 1994. The cost of ad hoc reservation: a case study in western New South Wales. *Australian Journal of Ecology* 19: 375-384.
- Pressey, R.L., Humpries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I. & Williams, P.H. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 124-128.
- Pressey, R.L., Possingham, H.P. & Day, J.R. 1997. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation* 80: 207-219.
- Pykälä, J. 1992. Lohjan kunnan arvokkaat lehdot. Lohjan kunnan ympäristösuojelulautakunta, Julkaisu 3/92. Lohja. 158 s.
- Pääkkönen, P. 1996. Solbölen lehtokasvillisuus ja puuston, maaperän sekä topografian vaikutus siihen. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Ekologian ja systematiikan laitos. 66 s.
- Ranta, P. & Siitonen, M. 1996. Vantaan luonto. Kasvit. Metsätähti Oy, Vantaan kaupunki. 442 s.
- Ranta, P., Tanskanen, A., Niemelä, J. & Kurtto, A. 1999. Selection of islands for conservation in the urban archipelago of Helsinki, Finland. *Conservation Biology* 13: 1293-1300.
- Rassi, P., Kanerva, T., Mannerkoski, I., Alanen, A., Hakalisto, S., Hanski, I., Lehikoinen, E., Ohenoja, E., Siitonen, J., Suvantola, L., Vitikainen, O., Väisänen, R. 2000. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Uhanalaisten lajien II seurantaryhmä. Ennakkopainos, 432 s.
- Rebelo, A.G. & Siegfried, W.R. 1992. Where should nature reserves be located in the Cape floristic region, South Africa? Models for the spatial configuration of a reserve network aimed at maximizing the protection of floral diversity. *Conservation Biology* 6: 243-252.
- Ryttäri, T. & Kettunen, T. (toim.) 1997. Uhanalaiset kasvimme. Kirjayhtymä Oy, Helsinki. 335 s.
- Ryttäri, T. & Tukia, H. 1994. Fiskarsinmäen lehto- ja niittyalueen kasvillisuus ja hoito. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A, No 31. Vantaa. 58 s.
- Sætersdal, M. & Birks, H.J.B. 1993. Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: vascular plants and breeding birds in deciduous forests, western Norway. *Biological Conservation* 65: 121-132.
- Sætersdal, M., Line, J.M. & Birks, H.J.B. 1993. How to maximize biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous forests, western Norway. *Biological Conservation* 66: 131-138.
- Simberloff, D. 1998. Small and declining populations. Teoksessa: W.J. Sutherland (toim.), *Conservation Science and Action*: 116-134. Blackwell Science. Oxford.
- Soulé, M.E. & Simberloff, D. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation* 35: 19-40.
- Suominen, J. 1982. Suomen luonnonvarainen humala. Alkon keskuslaboratorio. Seloste 8174. 46 s.
- Syrjänen, K. & Ryttäri, T. 1998. Uhanalaisten kasvien seuranta. Ympäristöopas 45. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 240 s.
- Virkkala, R. 1996. Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. Suomen Ympäristö 16. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 53 s.
- Virkkala, R. & Toivonen, H. 1999. Maintaining biological diversity in finnish forests. *The Finnish Environment* 278. Finnish Environment Institute, Helsinki. 50 s.

- Virkkala, R., Korhonen, K.T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristö 395. Suomen ympäristökeskus – Metsäntutkimuslaitos. Helsinki. 49 s.
- Virolainen, K. 1999. Selection of nature reserve networks. Luonnonsuojelualueiden valinta Jyväskylä studies in biological and environmental science 78. 87 s. Väitöskirja. Jyväskylän yliopisto.
- Vuorinen, S. 1991. Osuniemen lehdon hoitosuunnitelma. Lohjan kunnan ympäristönsuojelulautakunta, Julkaisu 1/91. Lohja. 16 s.
- Väre, S. 1988. Ruutinkoski. Hoito- ja käyttösuunnitelma. Helsingin kaupunki, Ympäristönsuojelulautakunta. 21 s.
- Williams, P., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humpries, C. & Pressey, R. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology* 10: 155-174.
- Willis, C.K., Lombard, A.T., Cowling, R.M., Heydenrych, B.J. & Burgers, C.J. 1996. Reserve systems for limestone endemic flora of the Cape lowland fynbos: iterative versus linear programming. *Biological Conservation* 77: 53-62.
- Ympäristöministeriö 1989. Valtakunnallinen lehtojensuojeluohjelma; kartat. Ympäristöministeriön ympäristönsuojeluosaston sarja C/44/1989. Helsinki. 250 s.

Liite I. Monimuuttuja- ja optimointialgoritmi-analyysihin mukaan otetut putkilokasvilajit Uudellamaalla ja vuokkovyöhykkeessä. Optimointianalyysihin sisältyi 82 vaateliaasta lehto- tai lehtokorpikasvia, joista lihavoidut kuuluvat uusimman uhanalaisluokittelun (ks. Rassi ym. 2000) mukaisiin valtakunnallisesti tai alueellisesti uhanalaisiin tai silmälläpidettäviin lajeihin: CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, RT = alueellisesti uhanalainen.

Lajit	Monimuuttuja-analyysit		MSET-optimointialgoritmi	
	Uusimaa	vuokkovyöhyke	Uusimaa	vuokkovyöhyke
<i>Acer platanoides</i>	x	x	x	x
<i>Actaea spicata</i>	x	x	x	x
<i>Adoxa moschatellina</i>	x	x	x	x
<i>Aegodium podagraria</i>	x	x	.	.
<i>Agrimonia eupatoria</i>	x	x	x	x
<i>Ajuga pyramidalis</i>	x	x	.	.
<i>Alnus glutinosa</i>	x	x	.	.
<i>Alnus incana</i>	x	x	.	.
<i>Anemone nemorosa</i>	x	x	x	x
<i>Anemone ranunculoides</i>	x	x	x	x
<i>Angelica sylvestris</i>	x	x	.	.
<i>Anthriscus sylvestris</i>	x	x	.	.
Asarum europaeum (VU)	.	x	.	x
<i>Athyrium filix-femina</i>	x	x	x	x
<i>Betula pendula</i>	x	x	.	.
<i>Betula pubescens</i>	x	x	.	.
<i>Botrychium lunaria</i>	x	x	.	.
<i>Botrychium matricariifolium</i>	x	x	.	.
Botrychium virginianum (VU)	x	.	x	.
<i>Brachypodium pinnatum</i>	x	x	x	x
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	x	x	.	.
<i>Calamagrostis purpurea</i>	x	x	.	.
<i>Caltha palustris</i>	x	x	.	.
<i>Campanula patula</i>	x	x	.	.
<i>Campanula persicifolia</i>	x	x	x	x
<i>Campanula trachelium</i>	x	.	x	.
<i>Cardamine amara</i>	x	x	x	x
Cardamine impatiens (EN)	x	.	x	.
<i>Cardamine flexuosa</i>	.	x	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	x	x	.	.
<i>Carex acutiformis</i>	x	x	x	x
<i>Carex atherodes</i>	x	x	x	x
<i>Carex canescens</i>	x	x	.	.
<i>Carex cespitosa</i>	x	x	.	.
<i>Carex digitata</i>	x	x	.	.
<i>Carex disperma</i>	x	x	.	.
<i>Carex echinata</i>	x	x	.	.
<i>Carex elongata</i>	x	x	.	.
<i>Carex flava</i>	.	x	.	.
<i>Carex loliacea</i>	x	x	.	.
<i>Carex muricata</i>	x	x	.	.
<i>Carex nigra</i>	x	x	.	.
<i>Carex ovalis</i>	x	x	.	.
<i>Carex pallescens</i>	x	x	.	.
<i>Carex pediformis</i>	.	x	.	x
Carex remota (EN)	x	.	x	.

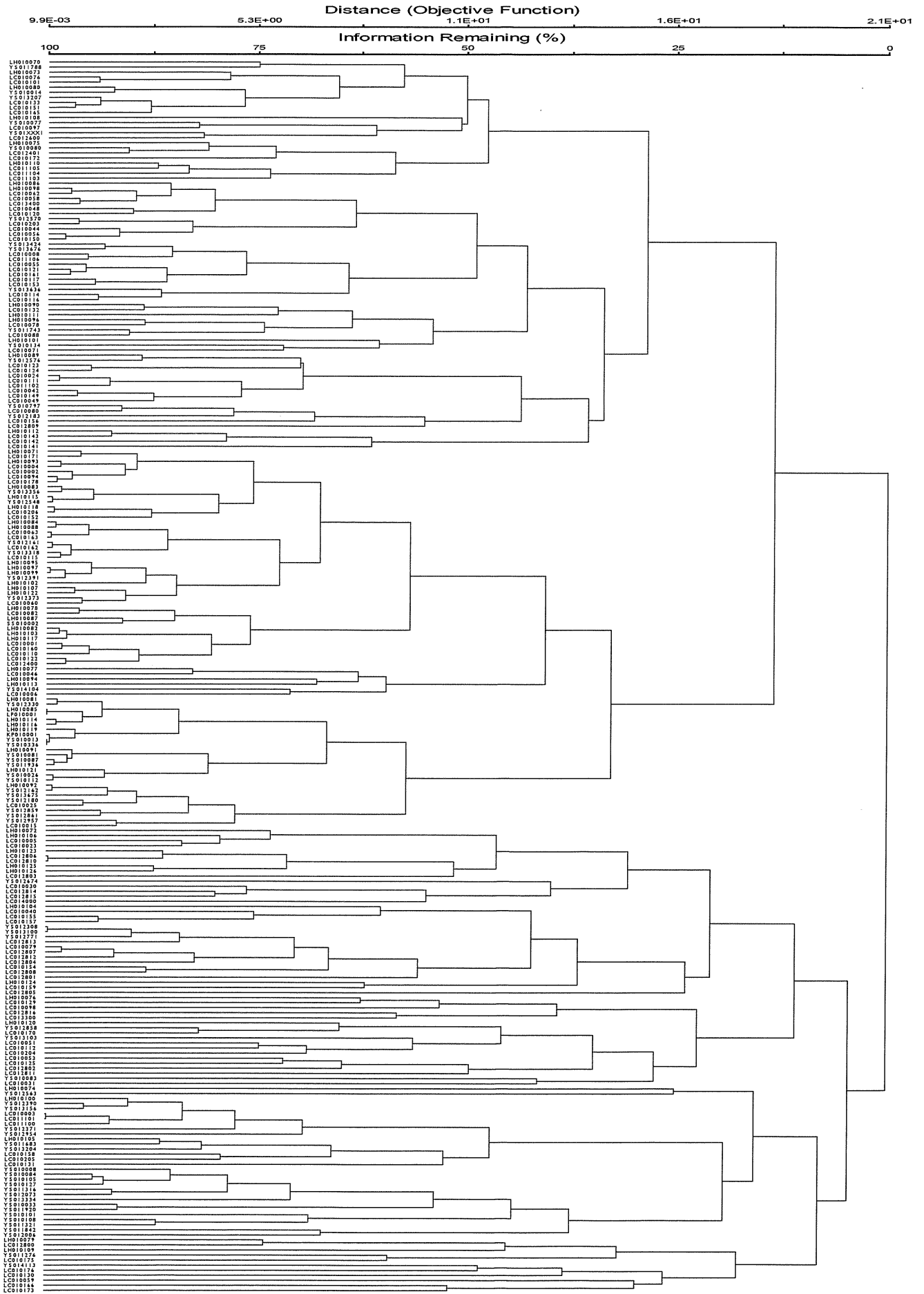
Lajit	Monimuuttuja-analyysit		MSET-optimointialgoritmi	
	Uusimaa	vuokkovyöhyke	Uusimaa	vuokkovyöhyke
<i>Carex rhynchophysa</i>	X	X	X	X
<i>Carex riparia</i>	X	X	.	.
<i>Carex vaginata</i>	X	X	.	.
Cephalanthera rubra (CR)	X	.	X	.
<i>Chelidonium majus</i>	X	X	.	.
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	X	X	X	X
Cinna latifolia (NT)	X	X	X	X
<i>Circaea alpina</i>	X	X	X	X
<i>Cirsium helenioides</i>	X	X	.	.
<i>Coeloglossum viride</i>	.	X	.	.
<i>Convallaria majalis</i>	X	X	.	.
<i>Corallorhiza trifida</i>	X	X	.	.
<i>Corydalis intermedia</i>	X	X	X	X
<i>Corydalis solida</i>	X	X	X	X
<i>Corylus avellana</i>	X	X	X	X
<i>Crepis paludosa</i>	X	X	X	X
Cypripedium calceolus (VU)	.	X	.	X
<i>Dactylis glomerata</i>	X	X	.	.
<i>Daphne mezereum</i>	X	X	X	X
<i>Dentaria bulbifera</i>	X	.	X	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	X	X	.	.
Diplazium sibiricum (RT)	.	X	.	X
<i>Dryopteris carthusiana</i>	X	X	.	.
<i>Dryopteris dilatata</i>	X	.	X	.
<i>Dryopteris expansa</i>	X	X	.	.
<i>Dryopteris filix-mas</i>	X	X	.	.
<i>Elymus caninus</i>	X	X	X	X
<i>Epilobium montanum</i>	X	X	.	.
<i>Epipactis helleborine</i>	X	X	X	X
Epipogium aphyllum (VU)	X	X	X	X
<i>Equisetum hyemale</i>	X	X	.	.
<i>Equisetum pratense</i>	X	X	X	X
<i>Equisetum sylvaticum</i>	X	X	.	.
<i>Fallopia dumetorum</i>	X	X	.	.
Festuca gigantea (EN)	.	X	.	X
<i>Filipendula ulmaria</i>	X	X	.	.
<i>Fragaria vesca</i>	X	X	.	.
Fraxinus excelsior (RT)	X	X	X	X
<i>Gagea lutea</i>	X	X	X	X
<i>Galeopsis bifida</i>	X	X	.	.
<i>Galium boreale</i>	X	X	.	.
Galium odoratum (NT)	X	X	X	X
<i>Galium palustre</i>	X	X	.	.
Galium triflorum (RT)	X	X	X	X
<i>Galium uliginosum</i>	X	X	.	.
<i>Geranium robertianum</i>	X	X	.	.
<i>Geranium sanguineum</i>	X	.	X	.
<i>Geranium sylvaticum</i>	X	X	.	.
<i>Geum rivale</i>	X	X	.	.
<i>Geum urbanum</i>	X	X	.	.
<i>Glyceria lithuanica</i>	X	X	X	X

Lajit	Monimuuttuja-analyysit		MSET-optimointialgoritmi	
	Uusimaa	vuokkovyöhyke	Uusimaa	vuokkovyöhyke
<i>Gymnadenia conopsea</i>	x	x	.	.
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	x	x	.	.
<i>Hepatica nobilis</i>	x	x	x	x
<i>Hierochloë australis</i>	x	x	.	.
<i>Humulus lupulus</i>	x	x	x	x
<i>Hypericum maculatum</i>	x	x	.	.
<i>Hypochoeris maculata</i>	x	x	.	.
<i>Impatiens noli-tangere</i>	x	x	x	x
<i>Iris pseudacorus</i>	x	x	.	.
Lathraea squamaria (VU)	x	.	x	.
<i>Lathyrus linifolius</i>	x	x	.	.
Lathyrus niger (NT)	.	x	.	x
<i>Lathyrus pratensis</i>	x	x	.	.
<i>Lathyrus sylvestris</i>	x	x	.	.
<i>Lathyrus vernus</i>	x	x	x	x
<i>Listera ovata</i>	x	x	x	x
<i>Lonicera xylosteum</i>	x	x	x	x
<i>Luzula pilosa</i>	x	x	.	.
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	x	x	.	.
<i>Lycopodium annotinum</i>	x	x	.	.
<i>Lycopus europaeus</i>	x	x	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	x	x	.	.
<i>Maianthemum bifolium</i>	x	x	.	.
Malus sylvestris (VU)	x	.	x	.
<i>Matteuchia struthiopteris</i>	x	x	x	x
<i>Melampyrum nemorosum</i>	x	.	x	.
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	x	x	.	.
<i>Melica nutans</i>	x	x	.	.
Melica picta (NT/RT)	.	x	.	x
<i>Mentha arvensis</i>	x	x	.	.
<i>Mercurialis perennis</i>	x	x	x	x
<i>Milium effusum</i>	x	x	x	x
<i>Moehringia trinervia</i>	x	x	.	.
<i>Moneses uniflora</i>	x	x	.	.
<i>Mycelis muralis</i>	x	x	x	x
<i>Myosotis laxa</i>	x	x	.	.
<i>Myosotis scorpioides</i>	x	x	.	.
Neottia nidus-avis (RT)	x	x	x	x
<i>Orthilia secunda</i>	x	x	.	.
<i>Oxalis acetosella</i>	x	x	.	.
<i>Paris quadrifolia</i>	x	x	x	x
<i>Phalaris arundinacea</i>	x	x	.	.
<i>Phegopteris connectilis</i>	x	x	.	.
<i>Picea abies</i>	x	x	.	.
<i>Pimpinella saxifraga</i>	x	x	.	.
<i>Pinus sylvestris</i>	x	x	.	.
<i>Platanthera bifolia</i>	x	x	x	x
<i>Platanthera chlorantha</i>	x	.	x	.
<i>Poa nemoralis</i>	x	x	.	.
Poa remota (RT)	x	x	x	x
<i>Polygonatum multiflorum</i>	x	x	x	x

Lajit	Monimuuttuja-analyysit		MSET-optimointialgoritmi	
	Uusimaa	vuokkovyöhyke	Uusimaa	vuokkovyöhyke
Polygonatum odoratum	x	x	.	.
Populus tremula	x	x	.	.
Potentilla erecta	x	x	.	.
Potentilla palustris	x	x	.	.
Primula veris	x	x	x	x
Prunella vulgaris	x	x	.	.
Prunus padus	x	x	.	.
Pteridium aquilinum	x	x	.	.
Pulmonaria obscura	x	x	x	x
Pyrola minor	x	x	.	.
Pyrola rotundifolia	x	x	.	.
Quercus robur	x	.	x	.
Ranunculus acris	x	x	.	.
Ranunculus auricomus	x	x	.	.
Ranunculus cassubicus agg.	x	x	x	x
Ranunculus fallax agg.	x	x	x	x
Ranunculus ficaria	x	x	x	x
Ranunculus polyanthemus	x	x	.	.
Ranunculus repens	x	x	.	.
Rhamnus frangula	x	x	.	.
Ribes alpinum	x	x	x	x
Ribes nigrum	x	x	.	.
Ribes rubrum agg.	x	x	.	.
Rosa acicularis (RT)	.	x	.	x
Rosa majalis	x	x	.	.
Rosa mollis	x	.	.	.
Rubus idaeus	x	x	.	.
Rubus saxatilis	x	x	.	.
Salix caprea	x	x	.	.
Satureja vulgaris	x	x	x	x
Scirpus sylvaticus	x	x	.	.
Scrophularia nodosa	x	x	.	.
Scutellaria galericulata	x	x	.	.
Silene dioica	x	x	.	.
Solanum dulcamara	x	x	.	.
Solidago virgaurea	x	x	.	.
Sorbus aucuparia	x	x	.	.
Stachys sylvatica	x	x	x	x
Stellaria graminea	x	x	.	.
Stellaria holostea	x	x	.	.
Stellaria longifolia	x	x	.	.
Stellaria nemorum	x	x	x	x
Stellaria uliginosa	x	x	.	.
Succisa pratensis	x	x	.	.
Thalictrum flavum	x	x	.	.
Tilia cordata	x	x	x	x
Trientalis europaea	x	x	.	.
Trifolium medium	x	x	.	.
Trollius europaeus (RT)	x	x	x	x
Tussilago farfara	x	x	.	.
Ulmus glabra (VU)	x	x	x	x

Lajit	Monimuuttuja-analyysit		MSET-optimointialgoritmi	
	Uusimaa	vuokkovyöhyke	Uusimaa	vuokkovyöhyke
Ulmus laevis (VU)	x	x	x	x
<i>Urtica dioica</i>	x	x	.	.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	x	x	.	.
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	x	x	.	.
<i>Valeriana officinalis</i>	x	x	.	.
<i>Valeriana sambucifolia</i>	x	x	.	.
<i>Veronica chamaedrys</i>	x	x	.	.
<i>Veronica officinalis</i>	x	x	.	.
<i>Viburnum opulus</i>	x	x	x	x
<i>Vicia cracca</i>	x	x	.	.
<i>Vicia sepium</i>	x	x	.	.
<i>Vicia sylvatica</i>	x	x	x	x
<i>Viola epipsila</i>	x	x	.	.
<i>Viola mirabilis</i>	x	x	x	x
<i>Viola palustris</i>	x	x	.	.
<i>Viola riviniana</i>	x	x	.	.
<i>Viola rupestris</i>	x	x	.	.
<i>Viola selkirkii</i>	x	x	x	x

Liite 2. Viereisellä sivulla on esitetty Uudenmaan 244 lehtokohteen ryhmittelyä kuvaava dendrogrammi. Luokittelu tehtiin PC-ORD-ohjelmistoon kuuluvalla klusterointiohjelmalla FLEXIBLE BETA (UPGMA) (kts. McCune & Mefford 1999). Kasvilajistoltaan samankaltaiset lehdot sijoittuvat dendrogrammissa läheikkäin. Mitä kauempana oikealla ryhmien yhdistäminen dendrogrammissa tapahtuu, sitä erilaisempia ne lajistoltaan ovat (suurempi etäisyysmitta). Kohdetunnusten alkuosan koodit ovat seuraavat: KP = kansallispuisto; LC = suojelalueiden ja -ohjelmien ulkopuolinen lehto; LH = lehtojensuojeluohjelman kohde; LP = luonnonpuisto; SS = soidensuojelualue; YS = yksityismaiden suojelualue.



Pekka Punttila

**Metsien suojelualueverkon
merkitys lahopuukovakuoriaisten
elinkelpoisten populaatioiden
säilymiselle Etelä-Suomessa**

Suomen ympäristökeskus, Luonto- ja maankäyttöyksikkö, PL 140, 00251 Helsinki

HELSINKI 2000

Tiivistelmä

Tässä katsauksessa arvioidaan sitä, pystyykö metsäluonnon suojelualueverkko yhdessä talousmetsien avainbiotooppien ja uudistettujen metsänsäätelyohjeiden kanssa turvaamaan lahoppuusta riippuvaisten kovakuoriaisten elinkelpoisten populaatioiden säilymisen pitkällä aikavälillä. Raportissa annetaan suosituksia siitä, kuinka suojelualueverkkoa ja talousmetsien luonnonhoitoa tulee kehittää tämän tavoitteen saavuttamiseksi. Työ perustuu julkaistuihin tutkimuksiin ja uusiin kvantitatiivisiin aineistoihin lahoppuukovakuoriaisten ja niiden vaatiman lahoppuun esiintymisestä erityyppisissä metsissä. Työssä tarkastellaan sekä metsikön rakenteen että metsämaiseman laadun merkitystä lahoppuukovakuoriaisten esiintymisen kannalta. Raportissa luodaan katsaus lahoppuulajiston uhanalaistumisen syihin ja esitellään viimeaikaisten tutkimusten keskeiset tulokset suojelualueverkon ja lajien uhanalaisuuden arvioimisen kannalta. Uhanalaistumisen kannalta keskeistä on selvittää se, kuinka talousmetsien ja luonnonmetsien rakenteen ja dynamiikan erot vaikuttavat lajistoon. Tarkastelun kohteena ovat metsikön lahoppuuliöistön määräävät kolme tekijää toisaalta metsiköissä, toisaalta metsämaisemassa: lahoppuun laatu, määrä ja ajallinen jatkuvuus.

Suojellun metsämaan osuus erityisesti Etelä-Suomessa on niin olematon, noin 1 %, että metsälajisto ei voi säilyä pelkkien suojelualueiden varassa. Lisäksi Etelä-Suomen suojelualueiden metsien laatu on hyvin heikko, suojellusta pinta-alasta häviävän pieni osuus on luonnontilaista metsää. Lahoppuun määrät ovat romahtaneet koko maan talousmetsissä yli 90 %, ja etelä- ja keskiboreaalaisella havumetsävyöhykkeellä romahdus on jopa 98 % luonnontilaan verrattuna. Luonnonmetsien pinta-alaosuuden väheneminen on ollut vielä dramaattisempaa. Yhdessä nämä muutokset ovat johtaneet metsälajiston taantumiseen ja vakavaan uhanalaistumiseen erityisesti lahoppuulajiston kohdalla. Luonnondynamiikan puutteen vuoksi myös suojelualueiden metsät muuttuvat erityisesti pioneeripuulajeista riippuvaisten lajien kannalta epäedulliseen suuntaan.

Tulosten mukaan suuri osa uhanalaista lahoppuulajistoa menestyy myös avoimissa ja aurinkoisissa runsaslahoppuisissa metsissä kuten paloaloilla, myrskynkaatometsiköissä ja tulvan tappamissa metsiköissä, ja osa lajeista on sopeutunut nimenomaan tällaisiin olosuhteisiin. Yleisimmät puulajimme ovat keskenään yhtä tärkeitä uhanalaisten lahoppuulajien määrien kannalta, mutta haavan uudistumisongelmat ja suhteellinen harvinaisuus muihin puulajeihin verrattuna tekee siitä suojelullisesti erityisen tärkeän. Uhanalaisten lajien kannalta tärkeimpien lahoppuulaatujen – järeiden ja pidemmälle lahonneiden runkojen – määrät ovat vähentyneet suhteessa eniten talousmetsissä, joten tällaisten lahoppuulaatujen lisäämiseen on kiinnitettävä erityisen suurta huomiota.

Metsikkötasolla lahoppuulajien lajirunsaus on riippuvainen metsikön lahoppuun määrästä. Lahoppuun lähes täydellinen puuttuminen talousmetsistä on aiheuttanut useiden tuhansien lahoppuusta riippuvaisten lajien taantumisen talousmetsissä. Koska kullekin lajille sopiva lahoppuutyyppi on jatkuvassa muutostilassa (lahosuksessiossa), lahoppuuliöiden on pystyttävä asuttamaan uusia sopivia lahoppuita keskimäärin samalla nopeudella kuin vanhat lisääntymispuut muuttuvat käyttökelvottomiksi. Mikäli häviämisenopeus ylittää asuttamisnopeuden, lajien populaatiot häviävät vääjäämättä metsiköstä, ellei lajien muista populaatioista le-

viävät yksilöt pysty asuttamaan metsikköä uudelleen. Tulosten perusteella lajit häviävät metsiköistä vaateliainmista alkaen sopivien lisääntymispuiden tiheyden laskettua alle lajikohtaisen kynnysarvon. Vastaavasti metsikön historiassa ollut katkos sopivan lahoppuun saatavuudessa aiheuttaa lajin häviämisen metsiköstä.

Metsämaisematasolla luonnonmetsistä riippuvaisten lajien populaatiokoot pienenevät teorian mukaan aluksi samassa määrin kuin luonnonmetsien pinta-alaosuus vähenee talousmetsämaisemassa. Kun pinta-ala on vähentynyt jonkin kriittisen rajan alle, populaatioissa alkaa vaikuttaa myös elinympäristön pirstoutuminen. Teoria ennustaa lajien taantuva ja lopulta häviävän vaateliainmista ja harvinaisimmista lajeista alkaen. Mikäli lajit eivät kykene asuttamaan uusia sopivia metsiköitä yhtä nopeasti kuin ne häviävät vanhoista asuinmetsiköistään, lajien populaatiot häviävät vähitellen myös alueellisesti. Ennuste on sama lahoppuusta riippuvaisille lajeille kun lahoppumäärät pienentyvät talousmetsämaisemassa. Lajien häviäminen tapahtuu viiveellä, syntyy ns. sukupuuttovelkaa. Tulokset lajien esiintymisestä osoittivat ennusteet oikeiksi: vaateliaat harvinaiset ja uhanalaiset lajit häviävät ensimmäisinä metsämaisemasta, jossa lahoppuun määrä on alhainen ja luonnonmetsien pinta-alaosuus pieni. Tällaisessa maisemassa lajit häviävät myös pienistä, eristyneistä näille lajeille muuten sopivista luonnonmetsäsaarekkeista. Jo tällä hetkellä alueellisesti hävinneiden lajien osuus kaikista uhanalaisista kangasmetsäkovakuoriaisista on sitä suurempi, mitä pidempään ja kattavammin alue on ollut intensiivisen metsätaloustoiminnan piirissä.

Metsätalouden aiheuttama sukupuuttoaalto jatkuu Suomessa edelleen, ja menneiden vuosikymmenten metsäluonnon muutosten on arvioitu voivan aiheuttaa pitkällä aikavälillä jopa yli 2 000 lahoppuusta riippuvaisen lajin häviämisen maastamme, ellei suojelualueverkkoa saada laajennetuksi ja lahoppuun määriä kasvatetuksi nopeasti niin suojelu- kuin talousmetsäalueillakin. Sukupuuttoaalto on mahdollista estää ennallistamalla talousmetsiä luonnontilaisen kaltaiseksi ja suojelemalla erilaisten häiriöiden kuten metsäpalojen, myrskyjen ja tulvien synnyttämiä lahoppuukeskittymiä sekä kasvattamalla talousmetsien jättöpuumääriä. Myös erilaisten talousmetsien avainbiotooppien rajauseriaatteita on muutettava, ja nämä kohteet on jätettävä kokonaan metsätaloustoiminnan ulkopuolelle lahoppuujatkumon turvaamiseksi, sillä nykyiset metsäluonnonhoito-ohjeet eivät ainaakaan toistaiseksi ole olennaisesti kasvattaneet lahoppumääriä talousmetsissä. Näiden talousmetsien erityiskohteiden avulla on pyrittävä parantamaan lahoppuueliöiden leviämismahdollisuuksia luonnonmetsiköiden välillä. Tämä tehtävä on mahdollista toteuttaa erilaisten alue-ekologisten suunnitelmien keinoin. Näiden talousmetsien arvokkaiden elinympäristöjen merkityksen selvittäminen lahoppuueliöiden kannalta on tärkeä tutkimustehtävä.

Talousmetsiin jätettävästä lahoppuusta on osoitettu olevan lajiston elpymisen kannalta huomattavasti suurempi hyöty silloin, kun jättöpuu keskitetään suurempina määrinä tietyille alueille kuin silloin, kun sama määrä jätetään tasaisesti metsiin. Erityisen suuri hyöty jättöpuukeskittymistä on silloin, kun ne sijoitetaan alueille, joilla jo ennestään on runsaasti lahoppuuta, esimerkiksi suojelualueiden lähelle. Tällöin suojelualan efektiivinen koko kasvaa ja lahoppuulajiston leviämisen ja elpymismahdollisuudet paranevat olennaisesti. Erityyppisen lahoppuun jatkuvan saatavuuden turvaamiseksi hallitut metsäpalot tulisi sallia suurilla suojelualueilla, ja pieniin suojelualueisiin tulisi liittää luonnontilaisen kaltaiseksi ennallistettuja talousmetsiä. Vanhojen luonnonmetsien suojelun järjestämisen lisäksi Suomen luonnonsuojelupolitiikassa tulee panostaa erittäin voimakkaasti nuorten luonnonmetsien aikaansaamiseen ennallistamalla talousmetsiä luonnontilaisen kaltaiseksi ja suojelemalla häiriöaloja. Näiden kohteiden arvioiminen lahoppuueliöiden kannalta on niin ikään tärkeä tutkimustehtävä. Mitä pidempään ennallistojien laajamittaisen toteutuksen kanssa viivytellään, sen vaikeammaksi ja kallimmaksi metsäluonnon ennallistaminen tulee.

Sisällys

1	Johdanto	53
2	Lahopuusta riippuvaisen lajiston uhanalaistuminen	55
2.1	Lahopuukovakuoriaisten uhanalaisuuden arvioiminen	55
2.2	Suojelualueverkon arvioiminen	57
2.3	Metsätalous, lahopuu ja lahopuusta riippuvaisten lajien uhanalaistuminen	58
2.4	Lahopuun esiintyminen luonnonmetsissä ja talousmetsissä	60
2.5	Luonnonmetsämaiseman ja talousmetsä-maiseman erilaisen dynamiikan merkitys lahopuukovakuoriaisille	63
2.6	Vanhon luonnonmetsien pinta-alan väheneminen ja pirstoutuminen	64
2.7	Ongelmat ja tutkimustarpeet arvioitaessa suojelualueverkon kykyä ylläpitää lahopuukovakuoriaisten elinkykyisiä populaatioita	69
3	Suojelualueverkon arviointi – hankkeen lähestymistapa, aineistot, edistyminen 1997–1999 ja jatkosuunnitelmat	71
3.1	Erilaisin pyyntimenetelmin kerätyt lahopuukovakuoriaisaineistot	71
3.2	Hankkeessa kerättävät uudet lahopuu- ja lahopuukovakuoriaisaineistot	72
4	Keskeiset tulokset suojelualue-verkon ja lajien uhanalaisuuden arvioinnin kannalta	73
4.1	Lahopuun määrän vaikutus metsikön lahopuukovakuoriaisten lajirunsauteen	73
4.2	Lahopuun määrän ja ajallisen jatkuvuuden vaikutus lahopuukovakuoriaislajien esiintymiseen metsikössä	74
4.3	Lahopuun sijaintiympäristön ja laadun merkitys lahopuukovakuoriaisille	76
4.4	Metsämaiseman laadun vaikutus lahopuukovakuoriaisten esiintymiseen	78
5	Päätelmät ja suositukset luonnonsuojelualueverkon ja talousmetsien luonnonhoidon kehittämisen kannalta	81
5.1	Lahopuun määrä	81
5.2	Lahopuun jatkumo	83
5.3	Lahopuun laatu	84
5.4	Metsämaisema ja lajien uhanalaistuminen	85
	Kiitokset	87
	Kirjallisuus	88

Johdanto

Tässä työssä pyrin arvioimaan sitä, missä määrin olemassa oleva metsäluonnon suojelualueverkko yhdessä talousmetsien avainbiotooppien ja uudistettujen metsänkäsittelyohjeiden kanssa pystyy turvaamaan lahoppuusta riippuvaisten kovakuoriaisten elinkelpoisten populaatioiden säilymisen pitkällä aikavälillä. Tämän raportin päätarkoitus on antaa suuntaviivoja toisaalta ympäristöhallinnon ja luonnonsuojelualueiden hoidosta vastaavien tahojen tarpeisiin siitä, kuinka metsien suojelualueverkkoa tulisi kehittää, jotta lahoppuukovakuoriaisten populaatioiden elinkelpoisuus voitaisiin turvata pitkällä aikavälillä, ja toisaalta suosituksia siitä, kuinka talousmetsien luonnonhoitoa tulisi kehittää tämän tavoitteen saavuttamiseksi.

Tämä katsaus perustuu aiemmin julkaistuihin tutkimuksiin, eräisiin 1990-luvulla erilaisilla pyyntimenetelmillä kerättyihin suuriin, osin julkaisemattomiin kovakuoriaisaineistoihin, sekä Suomen ympäristökeskuksessa Suojelualueverkon arviointi-hankkeen yhteydessä kerättyihin ja edelleen kerättäviin julkaisemattomiin kvantitatiivisiin aineistoihin lahoppuukovakuoriaisten ja niiden vaatimien lahoppuuresurssien esiintymisestä vanhoissa talousmetsissä ja luonnonmetsissä. Hankkeen keskeinen kysymys on kuinka luonnontilaisille metsille tyypilliset, lahoppuun varassa elävät lajit esiintyvät metsätaloushistorialtaan ja edelleen lahoppuuresursseiltaan ja lahoppuujatkumoltaan erilaisissa metsiköissä. Lisäksi hankkeessa arvioidaan sitä, miten kyseisten lajien elinpaikkavaatimukset täyttävien metsiköiden alueellinen esiintyminen ja tällaisia metsiköitä ympäröivän metsämaiseman laatu vaikuttavat lajien esiintymiseen. Hankkeen tavoitteena on hankkia määrällistä tietoa lahoppuusta riippuvaisten kovakuoriaislajien esiintymisestä ensin vanhoissa luonnonmetsissä ja vanhoissa talousmetsissä sekä myöhemmin metsän muissa sukkessiovaiheissa.

Suojelualueverkon arvioinnin kannalta tarpeellisia, valtakunnallisia, kaikki eri luontotyyppit ja niiden kehitysvaiheet niin suojelu- kuin talousalueillakin kattavia aineistoja ei ole juuri saatavilla mistään eliöryhmistä, ei myöskään lahoppuukovakuoriaisista. Arvioitaessa metsien suojelualueverkkoa lahoppuukovakuoriaisten kannalta, lajien elinympäristön – metsän ja lahoppuun – määrää ja laatua mittaavat hankkeet ovat kuitenkin arvokkaita. Esimerkiksi Metsäntutkimuslaitoksen valtakunnan metsien yhdeksannen inventoinnin lahoppuumittausten tuloksia voidaan käyttää hyväksi, kun pyritään yleistämään pienemmässä alueellisessa mitataavassa toteutettujen lahoppuukovakuoriaistutkimusten tuloksia laajemmille alueille.

Metsälajiston elinkelpoisten populaatioiden säilyttämiseksi on olennaista selvittää se, miten metsiköiden ja metsämaiseman muuttunut rakenne ja dynamiikka vaikuttavat populaatioiden rakenteeseen ja dynamiikkaan. Tässä katsauksessa pyrin arvioimaan tätä viimeaikaisten tutkimustulosten valossa. Monet näistä eroista liittyvät tavalla tai toisella lahoppuuhun. Luonnonmetsille ominaisten rakenteiden, sukkessioiden ja häiriöiden puuttuminen sekä jäljellä olevien vanhojen metsien pirstoutuminen pieniksi eristyneiksi saarekkeiksi ovat vaarantaneet lukuisten metsäeliöiden säilymisen metsäluonnonssamme. Uusimmassa uhanalais-tarkastelussa metsätalous onkin arvioitu yhdeksi häviämisen, uhanalaisuuden tai silmälläpidon syyksi yli puolelle tarkastelluista lajeista (Rassi ym. 2000). Metsäla-

jien joukossa lahopuiden väheneminen puolestaan on tärkein yksittäinen uhanalaisuuden syy, ja lahopuun vähenemisen arvioidaan olevan edelleen yhtenä uhkatekijänä usealle sadalle uhanalaiselle ja silmälläpidettävälle lajille (Rassi ym. 2000). Metsiemme eliölajeista 20–25 % eli 4 000–5 000 lajia on riippuvaisia lahopuusta, ja pelkästään kovakuoriaisissa tällaisia lajeja on n. 800 (Siitonen 1994a, 2000). Lahopuun suuri merkitys metsäekosysteemien monimuotoisuudelle on ymmärretty vasta äskettäin, ja lahopuuekologinen tutkimus onkin runsastunut viimeisten parin vuosikymmenen aikana.

Suomen metsien suojelualueverkon kattavuudessa on suuria alueellisia eroja, koska suojelualueet keskittyvät Pohjois-Suomeen. Etelä-Suomessa metsämaasta on suojeltu häviävän pieni osuus, valtakunnan metsien kahdeksannen inventoinnin aineistojen mukaan keskiborealisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä metsämaasta oli suojeltu vain 2,4 %, eteläborealisella 0,7 % ja hemiborealisella 1,6 % (Virkkala ym. 2000). Luonnonmetsissä lahopuun määrät ovat suurimmillaan metsän nuorissa kehitysvaiheissa, mutta tällaisia metsiä ei Suomessa juuri ole, koska metsäpalot torjutaan tehokkaasti niin talous- kuin suojelualueilla ja koska myrskykaadot korjataan talousmetsistä pois. Nykyään runsaslahopuisimmat metsät ovat vanhoja luonnonmetsiä, ja ne ovatkin myös useiden nuorten metsien lahopuusta riippuvaisten lajien viimeisiä elinpaikkoja maassamme. Hemi- ja eteläborealaisen vyöhykkeen suojelluista metsämaan metsistä kuitenkin vain 5,5 % oli puustoltaan yli 140-vuotiaita (Virkkala ym. 2000). Lisäksi suurin osa hemi- ja eteläborealaisen vyöhykkeen kaikista yli 140-vuotiaista metsistä oli hoidettuja talousmetsiä: luonnontilaisuutta kuvaavia tuhoja oli vain 16 % metsistä. Tässä katsauksessa keskityn lahopuueliöiden uhanalaistumisen kannalta keskeiselle Etelä-Suomen alueelle, hemi-, etelä- ja keskiborealisille metsäkasvillisuusvyöhykkeille, joilla vanhojen luonnontilaisen kaltaisten metsien pinta-ala on kaikkein pienin ja joilla myös talousmetsissä on kaikkein vähiten lahopuuta.

Lahopuusta riippuvaisen lajiston uhanalaistuminen

2

2.1 Lahopuukovakuoriaisten uhanalaisuuden arvioiminen

Lajien uhanalaisuutta on arvioitu lähinnä kolmella eri menetelmällä (Siitonen 1994b): (1) vertaamalla uusia ja vanhoja havaintosarjoja, (2) vertaamalla luonnon-tilaisen ympäristön lajistoa ihmisen muuttaman ympäristön lajistoon ja (3) käyttämällä lajeille sopivien elinympäristöjen (habitaattien) määrän muutoksia epäsuorana osoituksena näiden lajien kannanmuutoksista:

- (1) Systemaattisesti kerätyt kvantitatiiviset, pitkät havaintosarjat puuttuvat lahopuukovakuoriaisista. Luonnontieteellisiin museoihin on kuitenkin kertynyt pitkältä aikajaksolta paljon havaintoja luonnonmetsien lajeista, ja näiden vanhojen löytöpaikkojen inventointi on paljastanut useiden lajien hävinneen vanhoilta löytöpaikoiltaan.
- (2) Systemaattiset, kvantitatiivisiin aineistoihin perustuvat vertailututkimukset talousmetsien ja luonnonmetsien lahopuukovakuoriaislajistosta ovat yleistyneet viime vuosina, ja sellaisia tehdään parhaillaan useissa eri hankkeissa. Näin onkin saatu arvokasta tietoa käsittelyhistorialtaan erilaisten metsiköiden lajistollisista eroista. Näissä tutkimuksissa aineistot on yleensä kerätty käyttämällä erityyppisiä pyydyksiä, useimmiten lentäviä kovakuoriaisia pyytäviä ikkuna- ja runkoikkunapyydyksiä sekä maassa ja karikkeessa liikkuvia kovakuoriaisia pyytäviä kuoppapyydyksiä. Näistä menetelmistä lähinnä kaksi ensin mainittua soveltuvat lahopuukovakuoriaisten pyyntiin. Pyyntimenetelmien rajoitukset ovat lahopuukovakuoriaisten uhanalaisuustutkimuksessa kuitenkin ilmeiset: pyyntiteho vaihtelee suuresti eri lajien välillä (monia vähän lentäviä lajeja pyydykset keräävät vain ani harvoin, joitain lajeja eivät koskaan, ks. Muona 1999), eikä pyydykseen lentäneistä yksilöistä pystytä varmasti sanomaan, kuuluvatko ne pyyntimetsikön omaan lajistoon vai ovatko ne olleet vain läpikulkumatkalla. Lisäksi lajien luontaisista runsauseroista seuraa, että pyyntiponnistuksen on oltava hyvin suuri, jotta näytteisiin saataisiin myös harvinaisia lajeja (Siitonen 1995, Martikainen ym. 1998, Muona 1999, Martikainen 2000a) – näin ollen pyyntimenetelmiä käytettäessä on välttämätöntä kerätä suuria massa-aineistoja, jotta ne olisivat lajiston kannalta edes kohtalaisen edustavia. Koska monien lahopuukovakuoriaislajien elintavat tunnetaan suhteellisen hyvin, tehokkain ja varmin tapa varmistua tietyn lajin esiintymisestä tai puuttumisesta tietyistä metsiköistä on kartoittaa lajin vaatima resurssi – lajille sopiva lahopuu – metsikössä ja tutkia, onko laji paikalla vai ei. Näin välttään suurilta ja työläästi määritettäviltä massapyynti-aineistoilta ja saadaan luotettavia havaintoja lajin esiintymisestä tai puuttumisesta tutkituista metsiköistä. Menetelmän edut tulevat korostuneesti esille harvinaisiin lahopuutyyppeihin erikoistuneissa lajeissa: tällaiset lajit esiintyvät metsiköissä hyvin laukuttaisesti, ehkä vain muutamassa lahopuussa useiden kymmenien hehtaarien alueella. Vaikka tällainen laji esiintyisikin metsikössä, pyydyksien määrän on oltava hyvin suuri tai pyyntiajan hyvin pitkä, jotta lajin havaitsemistodennäköisyys olisi edes jonkinlainen (Martikai-

nen ym. 1998, Muona 1999). Lajien suorassa etsinnässä on lisäksi se etu, että mikäli inventoinneissa kvantifioidaan myös kunkin kohdelajin vaatiman lahoppuuresurssin määrä metsikössä, saadaan suoraan tietoa lajien todellisista esiintymistiheyksistä metsikössä.

- (3) Silloin kun lahoppuuta vaativien kovakuoriaislajien elintavat tunnetaan ja niiden tarvitseman lahoppuun laatu tiedetään, on mahdollista arvioida niiden uhanalaisuutta metsien rakenteessa tapahtuneiden muutosten avulla. Osalla lajistoa riittää se, että arvioidaan esimerkiksi vanhan luonnontilaisen metsän pinta-alassa tapahtuneita muutoksia. Tällöin oletetaan, että lajin vaatiman resurssin määrä on vähentynyt samassa suhteessa. Näin suoraviivainen lähestymistapa on usein kuitenkin riittämätön. Ensiksikin monet lajit ovat niin erikoistuneita, että elinympäristön pinta-alan muutosten tarkastelu ei yksinään riitä kannanmuutosten arvioimiseen – tarvitaan tarkkaa tietoa yhtäältä lajien vaatimien resurssien ajallis-paikallisesta esiintymistiheydestä sekä toisaalta lajien populaatiodynamiikasta, erityisesti niiden leviämiskyvystä eli siitä, kuinka lajit pystyvät tätä itselleen vain jonkin aikaa sopivaa ja laikkuttain esiintyvää resurssia hyödyntämään. Toiseksi, pelkän pinta-alan tarkastelu ei ota huomioon pirstoutumisen vaikutuksia (ks. 2.6). Kolmanneksi, suuri osa lahoppuukovakuoriaisista on elintavoiltaan sellaisia, että ne eivät vaadi varjoista metsää. Monet lajit ovat erikoistuneet elämään erilaisten häiriöalojen auringonpaisteisilla lahoppuilla, ja monille muille lajeille metsän sulkeutuneisuuden asteella ei ole suurta merkitystä, vaan niille riittää, että metsikössä on riittävästi sopivaa lahoppuuta (ks. 2.3). Neljänneksi, samanaikaisesti luonnonmetsien pinta-alan vähenemisen ja pirstoutumisen kanssa niiden dynamiikka on muuttunut: metsäpalojen tehokas torjunta on muuttanut myös säilyneiden luonnonmetsien rakennetta. Metsäpalojen puuttumisen vaikutukset luonnonmetsien lajiston uhanalaisuuteen voivat myös olla arvaamattoman suuria suojeltujen luonnonmetsien rakenteen muuttuessa monille lajeille epäedulliseen suuntaan (Linder 1998, Kuusinen ja Penttinen 1999, Hedenäs ja Ericson 2000, Martikainen 2000b, Martikainen ym. 2000a).

Tutkittaessa lahoppuusta riippuvaisten eliöiden uhanalaistumisprosesseja, huomio on kiinnitettävä samanaikaisesti kolmeen eri tekijään lahoppuun esiintymisessä toisaalta metsiköissä, toisaalta metsämaisemassa (Siitonen 2000): lahoppuun laatuun, määrään ja ajalliseen jatkuvuuteen. Kaikki nämä osatekijät vaikuttavat siihen, millainen lahoppuukovakuoriaislajisto kussakin metsikössä on. Ensinnäkin, jos tietyn lajin vaatimaa lahoppuutyyppeä ei metsikössä ole ollenkaan, kyseinen laji ei voi elää metsikössä. Toiseksi, jos tätä lahoppuutyyppeä on metsikössä, sen määrä vaikuttaa lajin populaation säilymiseen. Suuri määrä mahdollistaa suuren populaatiokoon, ja suuri populaatiokoko puolestaan pienentää lajin häviämistodennäköisyyttä metsiköstä. Kolmanneksi, lahoppuutyypin ajallinen jatkuvuus vaikuttaa siten, että mikäli uutta sopivaa lahoppuuta syntyy keskimäärin hitaammin kuin vanhat sopivat lahoppuut muuttuvat elinkelvottomiksi, lajin paikallispopulaatio häviää vähitellen. Jos tietyn lahoppuutyypin esiintymisessä on ollut katkos metsikön historiassa, siitä riippuvainen lajisto saattaa puuttua kokonaan metsiköstä, vaikka tällä hetkellä metsikössä olisikin tarjolla sopivaa lahoppuuta. Neljänneksi, kyseisen lahoppuutyypin esiintyminen ympäröivässä maisemassa vaikuttaa siihen, pystyvätkö lajin muut paikallispopulaatiot asuttamaan metsikön uudelleen, mikäli paikallispopulaatio on ehtinyt hävitä. Lajin säilyminen metsämaisemassa riippuu paikallispopulaatioiden sukupuuttojen ja uudelleen asuttamisten keskinäisistä suhteista (Hanski 1998, 1999a).

2.2 Suojelualueverkon arvioiminen

Suojelualueverkon eräs keskeinen tehtävä on turvata luonnon biologisen monimuotoisuuden säilyminen, eliölajien populaatioiden elinkelpoisuus pitkällä aikavälillä. Oleellinen kysymys suojelualueverkon arvioinnissa on se, miten hyvin olemassa olevat ja suunnitellut suojelualueet turvaavat sekä uhanalaisten että voimakkaasti vähentyneiden lajien ja luontotyyppien säilymisen tulevaisuudessa (Heikkinen ym. 1999, Virkkala ja Toivonen 1999, Virkkala ym. 2000). Koska lahoppuun määrä talousmetsissä on hyvin pieni (ks. 2.4), suojelualueverkon laajuus vaikuttaa oleellisesti lukuisien lahoppuukovakuoriaislajien säilymiseen. Suojelualueiden pienen kokonaispinta-alan vuoksi metsälajisto ei voi etenkään Etelä-Suomessa säilyä pelkän suojelualueverkon varassa. Yhtä olennaista on se, mitä tapahtuu suojelualueiden ulkopuolisissa talousmetsissä. Esimerkiksi on tärkeää selvittää, kuinka paljon metsätalouden uudet ympäristönhoitosuosituks (Metsäkeskus Tapio 1994, Korhonen ja Savonmäki 1997, UPM-Kymmene Metsä 1998) vaikuttavat metsäeliöstön elinoloihin. Suojelualueverkon merkitys on kaikkein suurin vaateliaimmille luonnonmetsälajeille – niiden elinoloja ei voida turvata talousmetsissä. Tällaisten lajien populaatiot noudattavat metsämaisemassa mitä ilmeisimmin lähde-nielu-dynamiikkaa (Pulliam 1988): suojellut luonnonmetsät ovat alueellisia lähdehabitaatteja eli ydinalueita, joiden populaatioista yksilöt leviävät (dispersoivat) talousmetsien heikkolaatuisemmille nieluhabitaateille. Talousmetsien populaatiot ovat näiden ydinpopulaatioista leviävien (dispersoivien) yksilöiden tuoman täydennyksen varassa. Se, kuinka nämä vaateliaat lajit pystyvät leviämään lähdehabitaatilta toiselle, riippuu nieluhabitaatin läpäistävyyydestä eli laadusta ja yhdistyvyydestä. Yhdistyvyys (engl. connectivity) on lajispesifi ominaisuus, joka määrittyy kunkin lajin liikkumispotentiaalin ja maiseman rakenteen suhteesta (ks. With ym. 1997). Mikäli lähdehabitaatit ovat niin eristyneitä toisistaan, että niiden välisen ympäristön yhdistyvyys on liian alhainen lajien leviämisen kannalta, paikallispopulaatioiden sukupuuttoriski kasvaa. Näiden lajien paikallispopulaatiot suojelualueilla ovatkin alueellisia avainpopulaatioita. Niistä leviävien yksilöiden varassa elävät mahdolliset talousmetsien pienemmät paikallispopulaatiot. Ilman näiden avainpopulaatioiden olemassaoloa alueellisen sukupuuton todennäköisyys on suuri. Myös talousmetsien pienten paikallispopulaatioiden merkitys voi olla suuri esimerkiksi silloin, kun suojelualueen paikallispopulaatio on kuollut sukupuuttoon: talousmetsien pienistä populaatioista leviävät yksilöt voivat asuttaa suojelualueen uudelleen.

Suojelualueverkkoa arvioitaessa on tutkittava, kuinka suojelualueiden metsien rakenne, dynamiikka ja lajisto eroavat toisaalta luonnontilaisen metsämaiseman ja toisaalta suojelualueiden ulkopuolisen talousmetsämaiseman vastaavista tekijöistä. Suomen alueellisessa mittakaavassa laajoja luonnontilaisia vertailualueita ei enää ole, vaan tällaisia on tutkittava Venäjän Karjalan puolella, jossa on paikoin säilynyt laajoja luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia metsäalueita metsätaloustoiminnan ulkopuolella. Olennaista on arvioida myös, millainen on suojelualueiden välinen yhdistyvyys eli missä määrin luonnonmetsien lajisto pystyy leviämään talousmetsien kautta luonnonmetsiköiden välillä. Tällöin erityisen huomion kohteena on se, missä määrin talousmetsien uusittujen luonnonhoito-ohjeiden mukaisesti käsiteltyt metsiköt ja erilaiset hakkuissa säästettävät arvokkaat luontokohteet vaikuttavat luonnonmetsien yhdistyvyyteen eli eliöiden leviämismahdollisuuksiin.

2.3 Metsätalous, lahoppu ja lahoppuusta riippuvaisten lajien uhanalaistuminen

Uusimmassa uhanalaistarkastelussa metsätalous on arvioitu tärkeimmäksi uhanalaisuuden syyksi 34,7 %:lle Suomen uhanalaisista lajeista. Suomesta jo hävinneiden lajien osalta metsätalouden on arvioitu olleen tärkein syy häviämiseen 24,2 %:lle lajeista, ja metsätalous on tärkein silmälläpidon syy 34,9 %:lla silmälläpidettävistä lajeista. Kaiken kaikkiaan metsätalous on yhtenä syynä 1 541 (56 %) lajille (Rassi ym. 2000). Metsälajien joukossa lahoppuiden väheneminen puolestaan on tärkein yksittäinen uhanalaisuuden syy, ja yhteensä peräti 439 hävinneelle, uhanalaiselle tai silmälläpidettävälle lajille lahoppuun väheneminen on yksi häviämisen, uhanalaisuuden tai silmälläpidon syy (Rassi ym. 2000). Lahoppuun vähenemisen arvioidaan olevan edelleenkin yhtenä uhkatekijänä 402 uhanalaiselle ja silmälläpidettävälle lajille (Rassi ym. 2000). Myös valtaosa Ruotsin uhanalaisista metsälajeista on riippuvaisia vanhan luonnonmetsän rakennepiirteistä (vanhoista puista ja lahoppuusta, ks. Berg ym. 1994). Metsiemme eliölajeista 4 000–5 000 lajin eli peräti joka neljännen tai viidennen metsälajin on arvioitu olevan riippuvaisia lahoppuusta (Siitonen 2000). Kovakuoriaiset ovat yksi lajirikkaimmista lahoppuulla elävistä eliöryhmistä. Suomessa tavataan noin 3 700 kovakuoriaislajia, joista noin 800 on lahoppuusta riippuvaisia (Siitonen 1994a, 2000). Metsätalous on tärkein häviämisen, uhanalaisuuden tai silmälläpidon syy 248 (42 % tarkastelluista lajeista), lahoppuun väheneminen puolestaan 163 (27 % tarkastelluista lajeista) kovakuoriaislajille (Rassi ym. 2000). Kun näihin lukuihin lisätään lajit, joille lahoppuun väheneminen on yhtenä uhanalaisuuden syynä, lahoppuun väheneminen on vaikuttanut joka kolmanteen mainituista kovakuoriaislajeista.

Metsäluonnon uhanalaistumisen kannalta olennaiset muutokset talousmetsiköiden dynamiikassa ja rakenteessa voidaan kiteyttää seuraavasti (ks. esim. Esseen ym. 1992, 1997, Siitonen 2000):

- Uudistushakkuut, joissa poistetaan elävä puusto joko kokonaan tai suurelta osin, ovat korvanneet metsäpalot, myrskyt ja erilaiset lumen, veden, kasvin-syöjien ja patogeenien aiheuttamat häiriöt, jotka ovat luonnontilassa johtaneet metsiköiden eriaistaiseen uudistumiseen. Uudistushakkuun ja maaperän muokkaamisen jälkeen lahoppuuta jää metsikköön häviävän pieni määrä luonnontilaisen metsikön häiriötilaan verrattuna. Uudistushakkuu katkaisee elävän ja kuolleen puuston jatkumon, ja erityisesti uuden järeän lahoppuun kertymiseen tulee yli vuosisadan mittainen katkos.
- Metsiköiden keinollisella uudistamisella ja harventamisella muutetaan puu-lajisuhteita ja puuston tila- ja kokojakaumia haluttuun suuntaan. Luonnontilassa metsiköt muuttuvat lehtipuu- ja mäntyvaltaisista kasvupaikkatyypistä riippuen kuusi- tai mäntyvaltaisiksi, ja metsiköissä on kaikenkokoisia ja -ikäisiä puita ja niiden tilajakauma on ryhmittäinen.
- Harvennushakkuut, joissa annetaan tilaa kasvatettavalle puustolle poistamalla elävää puustoa, ovat korvanneet puiden välisestä kilpailusta seuraavan metsikön itseharvenemisen ja estäneet lahoppuun syntymisen kaikenikäisissä metsissä. Harvennushakatuissa metsissä syntyy lahoppuuta häviävän pieni määrä luonnontilaisen metsikön luontaiseen lahoppuun kertymiseen verrattuna. Talousmetsien kiertoaika on lyhyt, metsiköt uudistushakataan paljon ennen kuin metsiköihin alkaisi muodostua järeää lahoppuuta. Myös satun-naisten häiriöiden synnyttämät kuolleen puun keskittymät poistetaan met-sistä metsätuholaisriskin vuoksi, ja paikoitellen myös hakkuutähteet käytetään energiapuuna.

Metsäluonnon suojelun kannalta olennaiset muutokset talousmetsämaiseman dynamiikassa ja rakenteessa voidaan kiteyttää seuraavasti (ks. viitteet edellä):

- Talousmetsämaisema koostuu selkeistä, useimmiten pienialaisista metsänhoitotoimenpitein luoduista metsäkuvioista. Luonnonmetsämaisema on metsän ja suon mosaiikki, jossa erilaiset metsikköpiirteet vaihtuvat usein vähitellen toisiksi ja samankaltaiset metsikköpiirteet esiintyvät usein suurina yhtenäisinä alueina.
- Talousmetsämaisemassa pyritään metsiköiden tasaiseen ikäjakaumaan. Luonnonmetsämaisemassa kulunut aika metsiköitä kohdanneesta edellisestä laajemmasta, uudistumiseen johtaneesta häiriöstä vaihtelee, ja metsämaisemasta suurin osa on valtapuustoltaan vanhoja metsiä.

Samanaikaisesti kun metsien rakenne ja dynamiikka ovat muuttuneet, luonnontilaisten metsien pinta-ala on romahtanut, ja luonnontilaiset tai niiden kaltaiset metsiköt ovat eristyneet toisistaan. Luonnontilaiset metsät ovat pirstoutuneet pieniksi saarekkeiksi talousmetsämaisemassa.

Uhanalaistumiskehityksen kannalta olennainen kysymys on, kuinka nämä erot talousmetsien ja luonnonmetsien rakenteessa ja dynamiikassa vaikuttavat metsäeliöstöön. Esseen ym. (1997) pitävät viittä tekijää erityisen tärkeinä boreaalisen metsän monimuotoisuudelle: metsäpalot, lehtipuut, aukkodynamiikka, metsän peitteisyyden ajallinen jatkuvuus ja (järeä) lahoppu (ks. myös Kouki 1993, Siitonen 2000). Voimaperäisen viljelymetsätalouden aikakautena toisen maailmansodan jälkeen talousmetsät ovat eronneet suuresti luonnonmetsistä kaikkien näiden osatekijöiden suhteen – ja useimmat tekijät liittyvät lahoppuun esiintymiseen, sen paikalliseen tiheyteen, laatuun ja ajalliseen jatkuvuuteen.

Luonnonmetsissä lahoppuuta esiintyy vaihtelevassa määrin kaikissa metsän sukkessiovaiheissa, erityisen paljon suurten häiriöiden (esim. voimakkaan metsäpalon tai myrskyn) jälkeen, jolloin jopa lähes koko puusto kuolee kerralla. Tällaisista häiriöistä hengissä selvinnyt puusto puolestaan tuottaa metsään järeää lahoppuuta pitkään, kun taas uuden puusukupolven tuottama lahoppu on nopeasti lahoavaa, pienikokoista puuta. Uusi puusukupolvi alkaa muodostaa järeää lahoppuuta vasta iältään oleellisesti nykyiset ohjeelliset hakkuukiertoajat ylittäneissä vanhoissa metsissä (Siitonen 1998, 2000).

Samalla tavoin kuin lahoppuuta myös lahoppuusta riippuvaisia eliöitä esiintyy kaikissa luonnonmetsän sukkessiovaiheissa, mutta koska lähes kaikki jäljellä olevat luonnonmetsämme edustavat vanhoja kehitysvaiheita, tutkimus on keskittynyt vanhoihin metsiin. Lahoppuun vähäisyys talousmetsien nuorissa sukkessiovaiheissa on aiheuttanut sen, että myös nuorten sukkessiovaiheiden lahoppuulajiston lähes ainoat (vaikkakin näille lajeille auringonpaisteisia ympäristöjä heikkolaatuisemmat) elinympäristöt ovat nykyään vanhoissa luonnontilaisissa metsissä, tuoreiden metsätyyppien metsiköissä ehkä ainoastaan niiden valoisemmissa reunoissa ja suuremmilla tuulenskaatoaukoilla (Martikainen 2000b). Täten tällaisia lajeja on luettu vanhojen luonnonmetsien lajeiksi (”ikimetsälajit”) varhaisemmissa uhanalaistarkasteluissa (Rassi ym. 1986, 1992). Esimerkiksi Ruotsin uhanalaisluettelon 542 lahoppuusta riippuvaisesta selkärangattomasta lajista yli puolet (59 %) on sellaisia, jotka pystyvät elämään auringonpaisteisissa elinympäristöissä (esim. myrsky- ja paloaloilla, Jonsell ym. 1998). Suomen uhanalaisista lajeista tällaista analyysia ei ole tehty, mutta ottaen huomioon maidemme kovakuoriaislajiston samankaltaisuuden, voidaan perustellusti arvioida, että myös Suomen uhanalaisista lahoppuusta riippuvaisista selkärangattomista lajeista hyvinkin yli puolet menestyy avoimissa metsäympäristöissä. Tätä arviota tukevia tuloksia on jo saatu muutamissa tutkimuksissa (Kaila ym. 1997, Martikainen 2000b). Uusimmassa uhanalaisarviossa todetaankin, että kangasmetsien kovakuoriaisista valtaosa ja aivan erityisesti lehtipuilla elävät lajit ovat itse asiassa sukkession alkuvaiheiden

lajeja, jotka ovat luonnonoloissa eläneet runsaslahopuisilla häiriöaloilla (Rassi ym. 2000, ks. myös Kaila ym. 1997, Martikainen 2000b, Siitonen 2000). Tällaisten lahoppuusta riippuvaisten lajien populaatioiden säilymistä voidaan parantaa periaatteessa helposti ja nopeasti lahoppuuta suosivan talousmetsien luonnonhoidon avulla ja erityisesti ennallistamalla talousmetsiä luonnontilaisen kaltaisiksi (Kouki ja Martikainen 2000, Martikainen ym. 2000b, Siitonen 2000).

Vaikka ihmisvaikutus metsälajistoon on Suomessa huomattavan vanhaa perua, vasta voimaperäinen metsätalous on vauhdittanut lahoppuulajiston uhanalaistumista toden teolla. Esimerkiksi laajamittaisen ja voimaperäisen kaskikulttuurinkin alueella monenlaista lahoppuuta oli aina tarjolla metsämaisemassa: puita tapettiin kuivattamistarkoituksessa pyältämällä (Heikinheimo 1915), ja kaskeaminen oli paloalojen lahoppuulajistolle otollista metsänkäsittelyä. Varjoisten luonnontilaisten metsien lahoppuusta riippuvaiselle lajistolle kaskikulttuuri näyttää sen sijaan olleen kohtalokasta voimaperäisen metsätalouden ohella. Pitkään häiriöttä kehittyneiden metsien lajistoa on säilynyt viime aikoihin asti lähinnä vain sellaisilla metsäisillä seuduilla, jonne intensiivinen kaskikulttuuri ei ulottunut: Suomenselän, Itä- ja Pohjois-Suomen alueilla, jotka 1850-luvulla tehdyssä metsävarojen arvioinnissa todettiin runsaspuustoisiksi alueiksi (Kotiranta ja Niemelä 1996, Siitonen ja Saarisalo 2000). Ruotsin uhanalaisista lahoppuusta riippuvaisista selkärangattomista 9 % vaati varjoisia ja toiset 9 % puolivarjoisia olosuhteita (Jonsson ym. 1998). Eräissä muissa lahoppuusta riippuvaisissa eliöryhmissä tällaisten lajien osuus on ilmeisesti paljon suurempi, vaikka joissain muissakin ryhmissä aiemmin varjoisten metsien lajeina pidettyjen lajien on havaittu voivan menestyä myös avoimilla häiriöaloilla (ks. Penttilä ja Kotiranta 1996, Hazell ja Gustafsson 1999, Martikainen ym. 2000a). Varjoisissa metsissä elää lajeja, jotka ovat sopeutuneet siihen, että suurten häiriöiden, esimerkiksi metsäpalojen, välit ovat pitkiä. Tällaisiin metsiin sopeutuneiden lajien leviämiskyky voi olla huono, koska lajit ovat sopeutuneet siihen, että uutta niille sopivaa lahoppuuta on aina tarjolla lähellä (Söderström 1989, Hansson ym. 1992, Söderström ja Jonsson 1992, Berg ym. 1994, Høiland ja Bendiksen 1996, Kuusinen 1996a, 1996b, Økland 1996, Jonsson 2000, Siitonen ja Saarisalo 2000, Siitonen ym. 2000a).

2.4 Lahoppuun esiintyminen luonnonmetsissä ja talousmetsissä

Luonnonmetsät

Lahoppuun määristä erilaisissa luonnonmetsissä ja talousmetsissä tiedetään melko vähän. Laajemmin tietoa on kerätty vasta 1990-luvulla, kun lahoppuun keskeinen merkitys havumetsäluonnon monimuotoisuudelle on ymmärretty. Lahoppuun määrä vaihtelee luonnonmetsissä mm. metsän iän ja maantieteellisen sijainnin mukaan (Siitonen 1998, 2000). Vanhoissa tuoreen kankaan kuusivaltaisissa metsissä Etelä-Suomessa on lahoppuuta n. 90–120 m³/ha, Pohjois-Suomen paksusammalkuusikoissa n. 50–80 m³/ha ja pohjoisimmissa Metsä-Lapin kuusikoissa 20–30 m³/ha. Mäntyvaltaisista metsistä tietoja on vähemmän, mutta määrät näyttävät olevan samaa suuruusluokkaa kuin kuusikoissa. Lahoppuun osuus koko puuston tilavuudesta on vanhoissa luonnonmetsissä n. 18–40 % (keskimäärin 28 % kuusivaltaisissa, 25 % mäntyvaltaisissa metsissä). Pitkään palolta säästyneissä kuusivaltaisissa metsissä lahoppuun osuus koko puustosta on joskus jopa 40 %. Keski-ikäisissä ja nuorissa luonnonmetsissä lahoppuuta on niin ikään useita kymmeniä kuutiometrejä hehtaarilla, lähes sama määrä kuin vanhoissa metsissä, eniten kuitenkin heti suurten metsikkötason häiriöiden jälkeen, jolloin jopa koko puusto saat-
taa kuolla samalla kertaa.

Talousmetsät

Talousmetsissä lahopuumäärät ovat sen sijaan huomattavasti pienempiä (Siitonen 1998, 2000). Eniten lahopuuta on tuoreen kankaan vanhoissa kuusivaltaisissa metsissä. Vaikka valtion ja metsäyhtiöiden mailla yli 100-vuotiaissa kuusivaltaisissa metsissä saattaa lahopuuta olla noin 10 m³/ha, ja kaikkein vanhimmissa (120–150 v) metsissä jopa yli 20 m³/ha (Siitonen 1998), valtakunnan metsien yhdeksännen inventoinnin aineistot kuuden eteläsuomalaisen metsäkeskuksen (Rannikon, Lounais-Suomen, Kymen, Etelä-Pohjanmaan, Keski-Suomen ja Pohjois-Savon) alueelta osoittivat, että ei-suojellulla metsämaalla yli 100-vuotiaiden metsien lahopuun määrä oli keskimäärin vain 3,3 m³/ha (Virkkala ja Korhonen 2000). Yli 100-vuotiaita metsiä oli tarkastelualueen metsistä 13,3 % metsämaasta. Yli 100-vuotiaista metsistä vain 1,2 % sijaitsi suojelualueilla, ja myös näissä suojelualueiden vanhoissa metsissä lahopuuta oli vähän, keskimäärin vain 9,7 m³/ha (Virkkala ja Korhonen 2000). Valtaosa (57 %) tarkastelualueen ei-suojelluista metsämaan metsistä oli alle 60-vuotiaita, ja näissä lahopuuta oli keskimäärin vain 1,3 m³/ha. Keskimäärin tarkastelualueen ei-suojellulla metsämaalla (99,4 % tarkastelualueen metsämaasta) lahopuuta oli keskimäärin 2,0 m³/ha ja suojellulla metsämaalla (0,6 % tarkastelualueen metsämaasta) 7,5 m³/ha. Lahopuun määrä eri metsäkeskusten metsä- ja kitumaalla oli metsäkeskuksesta riippuen keskimäärin 1,2–4,2 m³/ha (Tomppo ym. 1998, 1999a, 1999b, 1999c, 1999d, 2000, Korhonen ym. 2000). Muualta maasta kattavia lahopuuintventointitietoja ei vielä ole saatavilla. Ruotsin talousmetsien lahopuuintventoinneissa havaittiin, että talousmetsien lahopuumäärät olivat suurimmillaan pohjoisborealisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä (keskimäärin 9,7 m³/ha) ja pienimmillään etelässä, temperaattisella vyöhykkeellä (4,0 m³/ha), hemiborealisella vyöhykkeellä (3,5 m³/ha) ja eteläborealisella havumetsävyöhykkeellä (3,8–4,0 m³/ha) (Fridman ja Walheim 2000). Yhtenä syynä pienempiin lahopuumääriin etelässä oli runsaampi polttopuun käyttö tiheään asutuilla alueilla, vaikka Fridman ja Walheim (2000) pitivätkin lahoamisnopeuden ja pääpuulajin vaihtelua tärkeimpinä syinä metsäkasvillisuusvyöhykkeiden välisiin eroihin.

Lahopuumäärät etelä- ja keskiborealisella vyöhykkeellä ovat siis romahtaneet 92–98 % ja pohjoisborealisella vyöhykkeelläkin n. 90 % luonnontilaiseen määrään verrattuna (Siitonen 2000). Eliölajiston ja sen vaatiman elinympäristön määrän yleisen riippuvuussuhteen perusteella on ennustettu, että jopa yli puolet lahopuusta riippuvaisista lajeista saattaa hävitä talousmetsämaisemasta tulevaisuudessa, jollei elinympäristön – lahopuun – määrä kasva oleellisesti nykyisestä (Siitonen 2000). Samalla tavoin on ennustettu, että vanhoista luonnonmetsistä riippuvaisesta lajistosta 1 000 lajia saattaa hävitä, jollei vanhojen luonnonmetsien pinta-ala kasva nykyisestä (Hanski 1999b). Koska elinympäristön vähenemisen ja lajien häviämisen välillä on viive, suuri osa näistä lajeista saattaa olla ns. jäännelajeja, joiden populaatiot eivät ole vielä ehtineet suhteellisen lyhyen viljelymetsätaloushistorian aikana asettua tasapainotilaan. Näiden lajien populaatiot pienenevät edelleen, kunnes ovat saavuttaneet nykyisen talousmetsäluonnon saneleman tasapainotilan, joka usealla lajilla saattaa olla sukupuutto (ns. sukupuuttovelka – ks. Hanski 1998). Lajien häviäminen tulee jatkumaan, jollei elinympäristön määrää saada kasvatetuksi ajoissa.

Uusien metsänhoitosuosittelujen ja erilaisten avainbiotooppien vaikutus

Viimeaikaisilla metsätalouden ympäristösuosituksilla on pyritty siihen, että tulevaisuudessa lahopuumäärät olisivat talousmetsissä korkeampia. Suositusten vaikutuksia on seurattu vuosittain suositusten voimaantulon jälkeen, Metsähallituksen mailla vuodesta 1994 alkaen (Rissanen 1996, 1997, 1998, 1999a, 1999b) ja yksityismailla vuodesta 1995 alkaen (Niemelä ja Kostamo 1995, Niemelä ja Arnkil 1997,

Arnkil ja Niemelä 1998, Kotiharju ja Niemelä 2000). Uudistushakkuun jälkeen hakkuissa säilynyttä ja hakkuissa syntynyttä maapuuta on tutkituilla hakkuukohteilla ollut hyvin vähän, yksityismailla tyypillisesti n. 0,4 m³/ha, valtionmailla 1,5–2,8 m³/ha eri vuosien seurannoissa. Kaiken kaikkiaan jättöpuustoa (sisältää myös elävät jättöpuut, jotka muodostavat tulevaisuudessa lahoppuuta, mikäli niitä ei poisteta myöhemmissä hakkuissa) oli yksityismaiden hakkuukohteilla 2,9–3,5 m³/ha, ja valtionmailla 3,4–6,3 m³/ha. Erilaisissa luontokohteissa säästetty puusto mukaan lukien uudistushakkuiden pinta-alaa kohden jättöpuuston määrä oli yksityismailla 6–7 m³/ha, valtionmailla 7–12 m³/ha.

Myös erilaisista metsäluonnon arvokkaista kohteista (luonnonsuojelu- ja metsälakien määrittelemät kohteet, avainbiotoopit sekä muut arvokkaat kohteet) on kertynyt tietoa metsäluonnon hoidon laadun seurantatutkimuksissa (ks. viitteet edellä). Tällaisia kohteita on uudistushakkuilla tai niihin rajautuvina määritetty yksityismailla 3–5 % ja valtionmailla 4–8 % hakkuiden vuosittaisesta pinta-alasta. Metsälain tarkoittamien erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoitus on käynnissä koko maan yksityismetsissä, ja hankkeen väliraportissa arvioidaan, että näitä kohteita on 0,35 % koko maan yksityismetsien pinta-alasta (hemi- ja eteläboreaalaisella vyöhykkeellä 0,6 %) (Tenhola ja Yrjönen 1999). Tässä metsäkeskusten erilliskartoituksessa kohteet rajattiin niin, että kunkin tyyppin alueellinen runsaus on tiukentanut kohteiden valintakriteereitä – mikäli elinympäristötyyppi on alueella yleinen, vain edustavimmat kohteet on otettu huomioon. Lisäksi kohteiden rajaamisessa on käytetty metsälain perusteluissa mainittua pieni-alaisuutta rajauskriteerinä (kartoituksessa on otettu huomioon kohteet muutamasta aarista n. yhteen hehtaariin). Valtakunnan metsien yhdeksännessä inventoinnissa erilaisia metsäluonnon arvokkaita kohteita on määritetty 6–12 % (tulokset viiden mannersuomalaisen metsäkeskuksen alueelta) ja jopa 15 ja 44 % (Rannikon metsäkeskus ja Ahvenanmaa) metsätalousmaasta (Tomppo ym. 1998, 1999a, 1999b, 1999c, 1999d, 2000, Korhonen ym. 2000). Erot arvioiden välillä selittyvät pääosin enimmäispinta-alakriteerin käytöstä ja luontokohdetyypin alueellisen yleisyyden vaikutuksesta kohteita rajattaessa. Metsähallituksen omien seurantojen vuosien välisistä eroista osa selittyy sillä, että Metsähallituksen alue-ekologisissa suunnitelmissa osa arvokkaista luontokohteista on siirretty metsätaloustoiminnan ulkopuoliseksi kuvioiksi. Niin yksityismaiden kuin valtionmaidenkin hakkuualoilla sijainneiden tai niihin rajautuvien arvokkaiden kohteiden lahoppumäärät ovat kuitenkin olleet hyvin pieniä: määrät ovat olleet verrattavissa tavanomaisten talousmetsien lahoppumääriin. Jättöpuustoa niihin on sen sijaan jäänyt esimerkiksi yksityismailla 58–84 m³/ha vuosina 1995–1999. Mikäli näiden erityiskohteiden annetaan kehittyä metsätalouden ulkopuolella, niistä voi ajanmittaan kehittyä merkittäviä lahoppukeskittymiä, vaikka monet näistä luontokohdetyypeistä ovatkin luontaisesti niukkapuustoisia.

Metsäluonnon arvokkaiden kohteiden lahoppumääristä on kertynyt tietoa myös Metsähallituksen talousmetsien alue-ekologisten suunnitelmien teon yhteydessä (ks. Hallman ym. 1996; seuraavassa käyttämäni aineisto käsitti 62 alue-ekologista suunnitelmaa; alueiden lahoppuutiedot oli raportoitu vaihtelevalla tavalla, useimpien kohdalla keskiarvo oli annettu, joidenkin kohdalla se oli laskettavissa, ja joiltain alueilta tietoja ei oltu esitetty). Nämä mittaukset koskivat alueita, joiden on etukäetietojen perusteella arveltu voivan olla luonnonarvoiltaan erityisen arvokkaita (potentiaalisia arvokkaita luontokohteita). Mittausten tulokset eivät siis ole yleistettävissä koskemaan suunnittelualueiden talousmetsiä yleensä, mutta niiden avulla voidaan arvioida alueellisia eroja arvokkaiden luontokohteiden lahoppumäärissä (inventointialueiden ennakkovalinnan kriteerit vaihtelivat jonkin verran alueittain; kriteereinä olivat mm. puuston ikä, korpien ojittamattomuus, puuston järeys, lehtipuusekoituksen määrä, metsänhoidollinen tila, haavan, raidan ja leppien esiintyminen, harvinaisten biotooppien esiintyminen, käyttörajoit-

tukset ja vanhojen metsien rajautuminen suojelualueisiin). Inventoinneista kävi ilmi, että näillä talousmetsien potentiaalisiksi arvokkaiksi luontokohteiksi arvioituilla alueilla lahopuun määrät olivat pieniä eteläboreaalisella vyöhykkeellä, keskimäärin 5,6 m³/ha (keskiarvo oli 1–12 m³/ha metsämaalla eri suunnitelma-alueilla, N = 6 aluetta), ja keskiboreaalisen vyöhykkeen Pohjanmaalla keskimäärin 9,8 m³/ha (4–20 m³/ha, N = 8 aluetta), mutta keskiboreaalisen vyöhykkeen Pohjois-Karjalan-Kainuun alueella keskimäärin 18,0 m³/ha (5–38 m³/ha, N = 15 aluetta) ja pohjoisboreaalisella vyöhykkeellä keskimäärin 19,2 m³/ha (7–38 m³/ha, N = 21 aluetta). Metsähallituksen talousmetsille tehdyissä alue-ekologisissa suunnitelmis- sa pyrittiin tunnistamaan lahopuukeskittymiä ja rajaamaan tällaisia kohteita taloustoiminnan ulkopuolelle sekä turvaamaan lahopuun jatkuva syntyminen. Siitä, kuinka näissä tavoitteissa on onnistuttu, ei vielä ole tietoa saatavilla.

Lahopuun määrästä ja sen jakautumisesta erityyppiseen lahopuuhun erilaisissa metsissä tarvitaan kiireellisesti tutkimustietoa. Parhaillaan käynnissä olevassa yhdeksännessä valtakunnan metsien inventoinnissa (VMI9) lahopuuaineisto on kerätty siten, että sen avulla voidaan esittää luotettavia, laajoja alueita koskevia keskiarvoja. VMI9:n lahopuukoealat ovat pieniä, ja niille osuu harvinaisia lahopuutyyppejä vain hyvin satunnaisesti. Näin ollen VMI-aineistosta ei voi saada luotettavaa kuvaa harvinaisten lahopuutyyppien esiintymisestä. Tällaiset lahopuutyypit ovat kuitenkin tärkeitä monelle uhanalaiselle lahopuueliölle. Näiden lahopuutyyppien esiintymisen osalta tietoa onkin kerättävä erikseen.

2.5 Luonnonmetsämaiseman ja talousmetsämaiseman erilaisen dynamiikan merkitys lahopuukovakuoriaisille

Kaikkein olennaisin ero luonnonmetsämaiseman ja talousmetsämaiseman välillä on niiden dynamiikassa. Luonnonmetsämaisemassa sukkessioita ylläpitäneistä häiriöistä erityisen merkittäviä olivat metsäpalot. Metsäpalojen vaikutus näkyi koko metsikön sukkession ajan niin puulajisuhteissa kuin lahopuun määrissäkin. Metsäpalojen tehokas torjunta ja metsänhoito ovat muuttaneet metsiköiden rakennetta näiden kahden tekijän suhteen olennaisella tavalla. Metsäpalojen torjunta vaikuttaa talousmetsien lisäksi myös suojelualueiden luonnontilaisiin metsiin. Palojen puute on jo nyt muuttanut suuresti näitä metsiä, jotka luonnonoloissa palaisivat metsätyypistä, topografiasta ym. tekijöistä riippuen yleensä 40–200 vuoden välein (Zackrisson 1977, Haapanen ja Siitonen 1978, Engelmark 1987, Lehtonen ym. 1996, Esseen ym. 1997, Niklasson ja Granström 2000). Esimerkiksi suojelualueiden vanhat luonnontilaiset metsät kuusettuvat palojen suosimien lehtipuiden ja männyn kustannuksella, ja metsikön rakenne muistuttaa yhä vähemmän luonnontilaisen metsikön rakennetta (Linder ym. 1997, Östlund ym. 1997, Linder 1998). Mikäli näissä metsissä ei vastedeskään hyväksytä hallittuja metsäpaloja, seuraukset tulevat olemaan kohtalokkaita monien lajien populaatioille. Uusimmas- sa uhanalaistarkastelussa todetaankin, että erityisesti äärimmäisen uhanalaisissa kovakuoriaislajeissa on paljon lehtipuiden vaatijoita – erityisesti järeiden haapo- jen lajisto tulee häviämään Suomesta, koska haapa on vähitellen katoamassa monista lajistoltaan arvokkaista vanhan metsän kohteista (Kuusinen ja Penttinen 1999, Martikainen 2000b), eikä uusia, hitaasti kuolevia jättilihaapoja sisältäviä met- siköitä ehdi muodostua näiden lajien tarpeisiin riittävän nopeasti (Rassi ym. 2000). Tämä ongelma on suurin Etelä-Suomessa ja tuoreen kankaan metsissä, koska kuu- settuminen on voimakkaampaa ja puusto tiheämpää kuin Pohjois-Suomen har- vemmissa metsissä ja karummilla kasvupaikoilla. Ainoa mahdollinen tapa varmis- taa luonnonmetsälajien populaatioiden säilyminen on ylläpitää luonnonsukkes- sioita suurilla suojelualueilla siten, että maisematasolla on jatkuvasti kaikenikäi-

siä luonnonmetsän kehitysvaiheita. Näin varmistetaan myös eri lahopuulajien vaatimien lahoppuutyyppien jatkuva saatavuus. Lehtipuuston osalta esimerkiksi haavan uudistumista uhkaa kuitenkin se, että hirvi suosii haavan taimia ravinnonvalinnassaan (Heikkilä 1990, 1991, Andrén ja Angelstam 1993, Heikkilä ja Härkönen 1993), minkä vuoksi hirvikantojen säätelyllä on olennainen asema tämän tyyppisessä metsien ennallistamistoiminnassa. Haavan uudistumisen estymisellä saatetaan olla myös muita kauaskantoisia seurauksia (ks. esim. Koivula ym. 1999, Suominen 1999, Suominen ym. 1999) suorien lajistovaikutusten lisäksi (esim. Siitonen 1994b, 1999, Kuusinen ja Penttinen 1999, Hedenäs ja Ericson 2000, Martikainen 2000b, Martikainen ym. 2000a).

Metsälajiston suojelusta käyty keskustelu on pitkään keskittynyt vanhoihin metsiin. Kuitenkin lahoppu ja siitä riippuvaiset lajit ovat olleet olennainen osa metsäluonnon monimuotoisuutta kaikissa luonnonmetsän kehitysvaiheissa (ks. 2.3 ja 2.4). Vain osa lahoppuukovakuoriaisista vaatii varjoisaa metsää. Täten lajien uhanalaistuminen on seurausta sekä vanhojen luonnonmetsien hävittämisestä että lahoppuun lähes täydellisestä puuttumisesta talousmetsämaisemasta (ks. 2.4). Luonnonmetsämaisemassa oli kaikenlaista lahoppuuta tarjolla jatkuvasti.

2.6 Vanhojen luonnonmetsien pinta-alan väheneminen ja pirstoutuminen

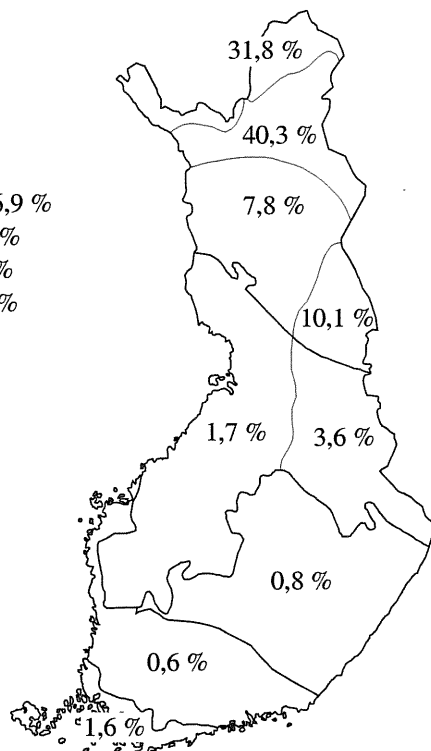
Luonnonmetsien väheneminen

Luonnonmetsämaisemassa metsän vanhojen ikäluokkien osuus metsistä oli huomattavan suuri nykytilanteeseen verrattuna, sillä talousmetsämaisemassa pyritään tasaiseen ikäluokkajakaumaan. Samalla kun vanhojen luonnonmetsien määrä on vähentynyt, jäljelle jäänyt metsä on pirstoutunut.

Vanhojen luonnonmetsien pinta-ala on vähentynyt dramaattisesti erityisesti intensiivisimmän ja pisimpään jatkuneen metsätalouden alueella Etelä-Suomessa, jossa lähes kaikki metsät ovat talouskäytössä (Virkkala ja Toivonen 1999). Myös eri tavoin suojeltujen metsien pinta-ala on hyvin pieni erityisesti Etelä-Suomessa (Virkkala ja Korhonen 2000, Virkkala ym. 2000). Valtakunnan metsien kahdeksannen inventoinnin perusteella pohjoisborealisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä metsämaasta oli suojeltu 17 %, keskiborealisella 2,4 %, eteläborealisella 0,7 % ja hemiborealisella 1,6 % (Virkkala ym. 2000, kuva 1a). Tästä pinta-alasta vain osa on luonnontilaista vanhaa metsää (kuva 1b). Luonnontilaisten tai sen kaltaisten metsien osuutta suojelusta metsäpinta-alasta on arvioitu VMI-aineistojen avulla: yli 140-vuotiaita metsiä oli hemi- ja eteläboreaalisen vyöhykkeen suojelluista metsämaan metsistä vain 5,5 %, vaikka koko maan suojelluista metsistä osuus oli 53 % (Virkkala ym. 2000). Luonnontilaisuutta kuvaavia tuhoja tuhoja oli hemi- ja eteläboreaalisen vyöhykkeen kaikissa yli 140-vuotiaissa metsissä vain 16 % metsistä, pohjoisborealisella vyöhykkeellä tuhoja oli kirjattu 60 % yli 140-vuotiaista metsistä (Virkkala ym. 2000). Näin määriteltäviä potentiaalisia luonnontilaisen kaltaisia yli 140-vuotiaita metsiä oli hemi- ja eteläboreaalisen vyöhykkeen suojelualueilla 19 km² ja ei-suojelluilla alueilla 143 km². Yhteensäkin nämä suojelualueiden ja ei-suojeltujen maiden yli 140-vuotiaat tuhometsät olivat vain 0,2 % alueen metsämaan pinta-alasta. Keskiborealisella vyöhykkeellä tällaisia metsiä oli suojelualueilla 471 km² ja ei-suojelluilla alueilla 722 km², yhteensäkin vain 1,6 % alueen metsämaasta, ja pohjoisborealisella vyöhykkeellä suojelualueilla 3613 km² ja ei-suojelluilla alueilla 4 775 km², yhteensä 17,0 % alueen metsämaasta (Virkkala ym. 2000).

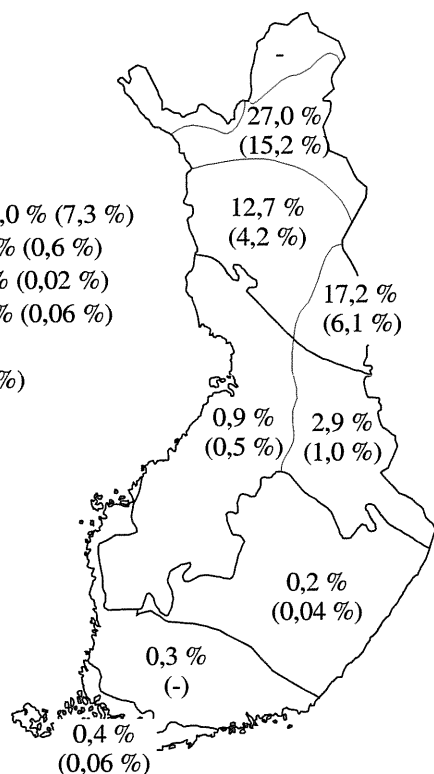
A

Pohjoisboreaalinen: 16,9 %
 Keskiporeaalinen: 2,4 %
 Eteläboreaalinen: 0,7 %
 Hemiboreaalinen: 1,6 %

**B**

Pohjoisboreaalinen: 17,0 % (7,3 %)
 Keskiporeaalinen: 1,6 % (0,6 %)
 Eteläboreaalinen: 0,2 % (0,02 %)
 Hemiboreaalinen: 0,4 % (0,06 %)

Koko maa: 4,9 % (2,1 %)



Kuva 1. A = Suojellun metsämaan osuus metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin ja niiden osa-alueittain. B = Luonnontilaisen kaltaisen vanhan metsän (puuston ikä yli 140 vuotta ja luonnontilaisuutta indikoivia tuhoja) osuus metsämaasta sekä suluisa vastaava suojellun luonnontilaisen kaltaisen vanhan metsän osuus metsämaasta eri metsäkasvillisuusvyöhykkeillä valtakunnan metsien kahdeksannen inventoinnin perusteella (Virkkala ym. 2000). Ahvenanmaa ei ole tarkasteluissa mukana.

Luonnontilassa valtapuustoltaan vanhoja metsiä on ollut valtaosa kaikista metsistä (Virkkala ja Toivonen 1999). Siten vanhojen luonnonmetsien pinta-alan romahdus Etelä-Suomessa on ollut vielä lahopuumäärien romahtamistakin suurempi. Lahopuumäärien yleisen vähenemisen ohella tämä on lisännyt metsälajiston sukupuuttovelkaa (ks. 2.4–2.5).

Luonnonmetsien pirstoutuminen

Luonnonmetsien pinta-alan vähenemiseen liittyy niiden pirstoutuminen: pinta-alan vähenemisen lisäksi jäljelle jäänyt vanha luonnonmetsä on pilkkoutunut pienemmiksi metsiköiksi ja näiden metsiköiden väliset etäisyydet ovat kasvaneet eli ne ovat eristyneet toisistaan (Kouki 1993, Andrén 1994, 1997). Elinympäristön pinta-alan vähenemisen ja pirstoutumisen vaikutuksia on tutkittu viimeisten parinkymmenen vuoden ajan runsaasti sekä teoreettisesti että empiirisesti, vähemmässä määrin myös kokeellisesti (esim. Andrén 1994, 1997, Fahrig ja Merriam 1994, With ja Crist 1995, Andrén ym. 1997, Fahrig 1997, 1998, With ym. 1997, Bender ym. 1998, Dettki ym. 1998, Hanski 1998, 1999a, Moilanen ja Hanski 1998, Harrison ja Bruna 1999, Trzcinski ym. 1999, With ja King 1999, Debinski ja Holt 2000, Komonen ym. 2000). Tutkimuksissa on käsitelty erityisesti lajimäärää sekä yksittäisten lajien esiintymistä ja runsautta. Elinympäristön pinta-alan vähenemisen ekologisten vaikutusten sinällään on osoitettu lukuisilla eri eliöryhmillä lukuisissa eri ympäristöissä olevan samanlaiset (Rosenzweig 1995): habitaatin pinta-alan pienentyessä lajien populaatiokoot pienenevät, mikä lisää populaatioiden demografisten satunnaisvaihteluiden ja elinympäristössä tapahtuvien satunnaisvaihteluiden aiheuttamaa sukupuutto-riskiä, sukupuuton todennäköisyyttä. Lajit häviävät harvinaisimmista ja vähälukuisimmista lajeista (ja levinneisyydeltään suppeimmista lajeista – ks. Ney-Nifle ja Mangel 2000) alkaen. Useimmiten pinta-alan vähenemiseen liittyy myös elinympäristön pirstoutuminen, jolla saattaa olla itsenäisiä vaikutuksia populaatioiden elinkelpoisuuden säilymiseen pinta-alan vähenemisen vaikutusten lisäksi. Tällaisia pirstoutumisvaikutuksia ovat erityisesti habitaattilaikujen pienentynyt keskikoko ja vähentynyt yhdistyvyys. Pirstoutumistutkimus onkin keskittynyt erityisesti eliöiden dispersaalin ja habitaatin tilajakauman suhteiden selvittämiseen.

Alkuperäiset lajit häviävät pienistä eristyneistä habitaattipirstaleista harvinaisimmista lajeista alkaen, ja saarekkeiden lajimäärä vähenee ja/tai lajisto muuttuu (ks. esimerkkejä eri eliöryhmistä, Virkkala 1987, Klein 1989, Virkkala ym. 1994, Didham ym. 1996, 1998, Turner 1996, Edenius ja Sjöberg 1997, Kruys ja Jonsson 1997, Laurance 1997, Benitez-Malvido 1998, Davies ja Margules 1998, Didham 1998, Laurance ym. 1998, Saccheri ym. 1998, Suarez ym. 1998, Gascon ym. 1999, Stratford ja Stouffer 1999, Tabarelli ym. 1999, Cornelius ym. 2000, Davies ym. 2000, Komonen ym. 2000). Esimerkiksi taulakäävälle (*Fomes fomentarius*) erikoistuneen pimikkökuoriaislajin (haisupimikkä, *Bolitophagus reticulatus*) esiintymistodennäköisyys taulakäävillä pieneni metsikön koon pienentyessä (ks. Rukke ja Midtgaard 1998, jotka luettelevat runsaasti vastaavia esimerkkejä myös muiden eläinryhmien lajeista). Pienissä habitaattilaikuissa reunavaikutus kasvaa ja metsikön laatu muuttuu alkuperäisen lajiston kannalta huonommaksi. Habitaattilaikun koon on havaittu vaikuttavan eri tavoin erityyppisiin eliöihin. Esimerkiksi reunavyöhykkeitä suosivien lajien kannalta pinta-alan pieneminen lisää reunavyöhykkeen eli näille lajeille soveliaan elinympäristön osuutta laikusta, mutta habitaatin sisäosia vaativien lajien elinympäristön määrä vähenee ja lajien populaatiokoko pienenee enemmän kuin pelkän pinta-alan vähenemisen perusteella voidaan ennustaa (Bender ym. 1998).

Pinta-alan yleisen vähenemisen ja pirstoutumisen vaikutusten erottaminen toisistaan on vaikeaa, koska nämä tapahtuvat yleensä samanaikaisesti (Harrison

ja Bruna 1999, Debinski ja Holt 2000). Maisemassa, jossa alkuperäistä habitaattia on paljon jäljellä, lajien populaatiokoon muutosten on havaittu olevan selitettävissä pelkällä habitaatin pinta-alan vähenemisellä (Andrén 1994, 1997). Kun maisemassa on enää vähän alkuperäistä habitaattia jäljellä, myös habitaatin pirstoutumiseen liittyvät tekijät alkavat vaikuttaa lajien esiintymiseen enenevässä määrin habitaatin pinta-alan vähenemisen vaikutusten lisäksi (ks. kuitenkin Bender ym. 1998, Andrén 1999, Mönkkönen ja Reunanen 1999).

Teoreettisten ennusteiden ja empiiristen aineistojen perusteella pirstoutumisen vaikutukset voimistuvat, kun elinympäristön määrä on vähentynyt lajispesiifin kynnyksarvon alle. Esimerkiksi linnuilla ja nisäkkäillä tämän kynnyksarvon on arvioitu olevan n. 10–30 % elinympäristön alkuperäisestä määrästä (Andrén 1997). Tämä on seurausta osittain siitä, että pinta-alan vähenemisen ja pirstoutumista heijastavien maisematekijöiden suhde on epälineaarinen (esim. Andrén 1994, ks. myös populaatioiden epälineaarisesta vasteesta jäljempänä). Esimerkiksi habitaattilaikkujen eristyneisyys kasvaa eksponentiaalisesti, kun habitaattia on jäljellä vähän. Tällaisessa maisemassa lajien populaatiokoon muutokset saattavat olla suurempia kuin pelkän pinta-alan vähenemisen perusteella voitaisiin odottaa. Esimerkiksi taulakäävälle erikoistuneen haisupimikän esiintymistodennäköisyys pieneni samassa metsikössä sijaitsevien taulakääpäisten puiden välisen eristyneisyyden kasvaessa (ks. Rukke ja Midtgaard 1998, jossa myös muita esimerkkejä, ks. myös Kehler ja Bondrup-Nielsen 1999, Rukke 2000). Kehler ja Bondrup-Nielsen (1999) havaitsivat lisäksi, että metsäsaarekkeen koko lievensi jossain määrin saarekkeiden eristyneisyyden negatiivista vaikutusta esiintymistodennäköisyyteen eräällä toisella kääpäspesialistilla, *Bolitotherus cornutus* –pimikkökuoriaisella.

Myös alkuperäisen habitaatin saarekkeitä ympäröivän maiseman laadun on havaittu olevan tärkeä tekijä pirstoutumisen lajistovaikutusten kannalta. Jos laji kykenee hyödyntämään myös ympäröivää maisemaa, se kestää pirstoutumista paremmin, kuin jos ympäröivä maisema on lajille käyttö- tai elinkelvoton (Andrén 1994, ks. myös Andrén 1999, Mönkkönen ja Reunanen 1999). Edelleen lajien ekologiset erot vaikuttavat siihen, kuinka vakavia seurauksia pirstoutumisella on lajien populaatioiden säilymiselle: elinympäristön valinnan suhteen generalistilajit, hyvät dispersoijat ja pienen elinpiirin omaavat lajit eivät näytä olevan yhtä herkkiä pirstoutumiselle kuin pitkälle erikoistuneet spesialistilajit, huonot dispersoijat ja suuren elinpiirin omaavat lajit (With ja Crist 1995, Andrén ym. 1997, Bender ym. 1998). Esimerkiksi pyökillä elävistä lahopuukovakuoriaisista ajallisesti vakaimpaan mikrohabitaattiin (eläviin sisältä lahoaviin onttoihin puihin) erikoistuneet lajit kärsivät heikomman leviämiskykynsä vuoksi pirstoutumisesta ja habitaatin laadun heikkenemisestä enemmän kuin sellaiset lajit, jotka olivat erikoistuneet suhteellisesti lyhytaikaisempiin pyökkien tarjoamiin mikrohabitaatteihin (pystyynkuolleisiin tai kaatuneisiin puihin) (Nilsson ja Baranowski 1997). Pirstoutumisen vaikutus dispersaalin estymiseen on osoitettu myös vertailemalla pirstoutuneiden ja toiminnallisesti yhtenäisten alueiden populaatioiden geneettistä rakennetta (lahopuueliöistä ks. esim. Högborg ja Stenlid 1999, Knutsen ym. 2000).

Pirstoutuminen saattaa suorien lajimäärä- ja runsausvaikutusten lisäksi aiheuttaa epäsuoria kumuloituvia ketjureaktioita ja muuttaa ekologisia vuorovaikutussuhteita (Harrison ja Bruna 1999). Esimerkiksi Komonen ym. (2000) havaitsivat, että hakkuiden keskelle eristykseen jääneiden luonnontilaisten havumetsäpirstaleiden eristyneisyysaika lyhensi silmälläpidettävän rusokantokäävän (*Fomitopsis rosea*) varassa elävää ravintoketjua. Yhtenäisen luonnonmetsän kontrollialueilla käävällä esiintyi yleensä sekä sitä syövä spesialistifungivori (*Agnathosia mendicella* -perhonen) että tämän spesialistiloinen (*Elfia cingulata* -kärpänen), mutta aineiston pisimpään (12–32 vuotta) eristyneinä olleilla luonnonmetsäpirstaleilla rusokantokäävän esiintymisfrekvenssi sille sopivissa puissa oli vähentynyt ja kolmen lajin ravintoketjusta oli jäljellä keskimäärin vain yksi laji, kääpä. Vastaavalla taval-

la kaarnakuoriaisista riippuvainen seuralaislajisto erosi kaarnakuoriaislajistoa enemmän vähälahopuisten talousmetsien ja runsaslahopuisten luonnonmetsien välillä (Martikainen ym. 1999, Weslien ja Schroeder 1999).

Reunavaikutus

Yksi tärkeimmistä elinympäristön pirstoutumisen seurauksista on kasvanut reunavaikutus, se miten jäljelle jääneiden habitaattipirstaleiden abioottiset ja bioottiset tekijät muuttuvat pirstoutumisen takia (Harrison ja Bruna 1999, Debinski ja Holt 2000, Laurance 2000). Muun muassa elinympäristön rakenteen, lajiston, ekologisten vuorovaikutussuhteiden ja prosessien on havaittu muuttuvan suuresti habitaattien reunavyöhykkeillä. Pienet habitaattilaikut ovat kokonaan reunavyöhykettä, ja näiden laikkujen habitaatin rakenteen ja lajiston muutokset ovat usein selitettävissä kasvaneella reunavaikutuksella. Esimerkiksi kovakuoriaisissa lanta- ja raatokuoriaislajiston havaittiin köyhtyneen huomattavasti pienissä metsäpirstaleissa, ja useiden luonnonmetsille tyypillisten lajien runsauden romahdus vaikutti metsäsaarekkeiden lannanhajotustoimintoihin vielä enemmän kuin lajimäärän romahduksen perusteella olisi voitu ennustaa (Klein 1989). Yhtenäisillä metsäalueilla yleisistä lehtikarikkeesta elävistä kovakuoriaislajeista noin puolet hävisi pienistä, yhden hehtaarin habitaattipirstaleista, vajaa kolmannes 10 hehtaarin pirstaleista, ja 100 hehtaarin laikuistakin 14 % lajeista hävisi pirstoutumisen vuoksi (Didham ym. 1998). Tuoreiden hakkuuaukkojen reunoissa esimerkiksi korpilupon (*Alectoria sarmentosa*) runsaus oli vain n. viidesosa metsän sisäosien runsaudesta, ja reunatyypistä riippuen reunavaikutus ulottui 20–50 m metsän sisään (Esseen ja Renhorn 1998). Reunavaikutuksen vuoksi monet jäkälälajit puuttuivat pienistä luonnonmetsäsaarekkeista kokonaan (Kruys ja Jonsson 1997). Jäkäläien vähenemisen puolestaan on havaittu vähentävän oksiston selkärangattomien eläinten määrää ja siten vaikuttavan edelleen oksistosta ravintoa hakevien paikkalintujen menestymiseen (Pettersson ym. 1995, Pettersson 1996). Myös eräiden kaarnakuoriaislajien (suomuniluri, *Xylechinus pilosus*, ja silokätkökaarnuri, *Cryphalus saltuarius*) havaittiin välttävän hakkuuaukkojen reunoja aina 30 metriin asti (Peltonen ja Heliövaara 1998). Pienissä habitaattipirstaleissa, jotka ovat käytännössä kokonaan reuna-alueita, lajisto muuttuu ulkopuolisten habitaattien lajien muodostaessa yhä suuremman osan habitaattipirstaleen lajistosta (Halme ja Niemelä 1993, Punttila ym. 1994, Pajunen ym. 1995, Peltonen ym. 1997, Ås 1999). Reunavaikutusten moninaisuuden ja suuruuden perusteella on selvää, että esimerkiksi talousmetsien arvokkaiden luontokohteiden ominaispiirteet eivät voi säilyä, koska kohteiden rajaamisessa käytetään yleisesti rajauserusteena n. yhden hehtaarin maksimipinta-alaa (ks. esim. Tenhola ja Yrjönen 1999). Ominaispiirteiden säilyminen edellyttää monien luontotyyppien osalta sitä, että kohteiden ympärille jätetään riittävä puustoinen suojavyöhyke. Kokeellinen tutkimus on osoittanut, että 10–15 m levyiset suojakaistat purojen ja avohakkuualojen välissä eivät riitä ylläpitämään puron reunan pienilmastoa sopivana sille lajistolle, jonka säilyttämiseksi suojakaistat on jätetty (Hylander 2000).

Populaatiodynamiikka

Lahopuu on sitä käyttäville eliöille laikuttain esiintyvä resurssi, joka on lisäksi jatkuvassa muutostilassa lahosuknessiossa. Lajin populaation paikallinen säilyminen tietystä metsikössä riippuu pohjimmiltaan siitä, pystyvätkö lajin yksilöt asuttamaan uusia syntyviä lahopuita keskimäärin yhtä nopeasti, kuin vanhat lahopuut käyvät niille elinkelvottomiksi (ks. Herben ym. 1991, Herben ja Söderström 1992, Söderström ja Jonsson 1992, Harrison ja Fahrig 1995, Siitonen 2000). Lajin alueellinen säilyminen riippuu siitä, pystyykö laji kolonisoimaan uusia asuttamattomia

metsiköitä yhtä nopeasti kuin se häviää asutetuista metsiköistä – siis siitä, onko eri metsiköiden paikallispopulaatioiden muodostama alueellinen (meta)populaatio tasapainossa. Metapopulaatiomallit näyttävät tarjoavan hyvän lähestymistavan lahoppulajien alueellisen populaatiodynamiikan ymmärtämiseksi, ja ne ovat tuottaneet luonnonsuojelubiologisesti tärkeitä päätelmiä pirstoutumisen seurauksista (Hanski 1998). Paikallisella tasolla, metsikön sisällä, lahoppulajien populaatioiden säilyminen riippuu rajallisen ajan käytettävissä olevan sopivan lahoppuun syntymä- ja häviämisenopeuksien suhteesta ("habitat tracking", ks. Harrison ja Taylor 1997, ks. myös Hanski 1999a), ja alueellisella tasolla, metsiköiden välillä, sukupuutto- ja asuttamisnopeuksien suhteesta. Metapopulaation epälineaarinen suhde populaation vähenemiseen on seurausta vaihtoehtoisista tasapainotiloista: tasapainossa olevalta vaikuttanut metapopulaatio saattaa kuolla sukupuuttoon hyvin nopeasti populaation pinta-alan vähennyttyä alle tietyn kriittisen rajan.

Metapopulaatiomallien keskeinen sanoma populaatioiden käsittelylle ja hoidolle on (hetkellisesti) asuttamattomien populaatiolaikkujen olennaisen suuri merkitys metapopulaation pitkän aikavälin säilymiselle (Hanski 1998). Erityisen tärkeä havainto on, että metapopulaation kuoleminen sukupuuttoon populaation vähenemisen takia tapahtuu viiveellä (syntyy ns. sukupuuttovelkaa, ks. 2.4). Tätä metapopulaatiomallien ennustetta tukee havainto, että alueelta jo hävinneiden lajien osuus uhanalaisissa kangasmetsien kovakuoriaislajeissa on suurin juuri Etelä-Suomessa (Rassi 2000), jossa suojelupinta-alat ja luonnonmetsien pinta-alat sekä metsien lahoppumäärät yleensä ovat pitkään olleet pienimpiä. Elinvoimaisten lähepopulaatioiden suuri alueellinen merkitys näkyy selvästi esimerkiksi Suomen itärajalla Karjalassa, jossa on tehty runsaasti havaintoja uhanalaisten lajien esiintymisestä mm. avohakkuu-, kulutus- ja metsäpaloaloilla (ks. esim. Martikainen ym. 2000b). Nämä esiintymät ovat todennäköisesti Venäjän Karjalan puoleisten elinvoimaisten populaatioiden yksilöiden leviämisen varassa.

Elinympäristön väheneminen sinänsä on ylivoimaisesti tärkein lajien uhanalaistumisen syy, eikä elinympäristöjen pirstoutumista minimoimalla esimerkiksi ekologisia käytäviä ja askelkiviä yms. käyttäen voida kompensoida elinympäristön häviämistä ja kääntää uhanalaistumiskehitystä (ks. Fahrig 1997, 1998, Andrén 1999, Harrison ja Bruna 1999, Trzcinski ym. 1999) – ainoa keino estää lajien häviäminen on elinympäristöjen hävittämisen lopettaminen ja elinympäristön määrän lisääminen esimerkiksi ennallistamalla laadultaan heikentyntä elinympäristöä (ks. esim. Huxel ja Hastings 1999, Hanski 2000, Young 2000).

2.7 Ongelmat ja tutkimustarpeet arvioitaessa suojelualueverkon kykyä ylläpitää lahoppuukovakuoriaisten elinkykyisiä populaatioita

Erilaisia lahoppuukovakuoriaisselvityksiä on tehty suhteellisen paljon suojelualueiden vanhoissa luonnontilaisissa ja luonnontilaisen kaltaisissa metsissä (esim. Suomessa Biström ja Väisänen 1988, Biström 1990, Biström ja Viikamaa 1992, Väisänen ym. 1993, Kaila ym. 1994, 1997, Rutanen 1994a, 1994b, 1995, Siitonen ja Martikainen 1994, Siitonen 1994c, 1995, Sippola ja Kallio 1995, Sippola ym. 1995, Raivio ja Mannerkoski 1997a, 1997b, Rutanen ja Kashevarov 1997, Suomi ym. 1997, Martikainen ym. 1998, 1999, 2000c, Päivinen ym. 1999, Siitonen ym. 1999, Martikainen 2000b, Muona 2000, Siitonen ja Saaristo 2000). Talousmetsä-luonnonmetsä-vertailuja on tehty vähemmän (esim. Väisänen ym. 1993, Siitonen ja Martikainen 1994, Siitonen 1994c, 1995, Sippola ja Kallio 1995, Kaila ym. 1997, Raivio ja Mannerkoski 1997a, 1997b, Martikainen ym. 1999, 2000c, Siitonen ym. 1999, Martikainen 2000b.). Vertailut lahoppuun ja lahoppuukovakuoriaisten esiintymisestä luonnonmetsissä ja

talousmetsissä ovat kuitenkin välttämättömiä metsien suojelualueverkon merkityksen ja lajien uhanalaistumisen arvioinnissa. Suurin osa tällaisista vertailututkimuksista on perustunut pyyntiaineistoihin, joista on usein vaikea tehdä yksittäisiä harvinaisia ja uhanalaisia lajeja koskevia päätelmiä (ks. 2.1). Aineistonkeruun työläyden vuoksi tällaisissa vertailututkimuksissa on usein lisäksi ongelmana pieni näytekokoo, suppea maantieteellinen mittakaava, näytteenottomenetelmien vaihtelevuus sekä aitojen, riippumattomien toistojen vähäisyys tai puute, mikä vaikeuttaa aineistojen hyödynnettävyyttä, kun halutaan tehdä luotettavia päätelmiä suojelualueverkon kyvystä ylläpitää elinkelpoisia lahoppukovakuoriaisten populaatioita. Lisäksi suojelualueverkon arvioinnissa ja lajien uhanalaistumisen arvioinnissa esiin nousee kolme ongelmaa:

- Tutkimus on keskittynyt suurelta osin vanhoihin metsiin, joita on kuitenkin vain runsas kymmenesosa kaikista Suomen metsistä (Etelä-Suomessa yli 120-vuotiaiden metsien osuus metsämaasta on tätäkin pienempi, vain 4,8 %, ks. Sevola 1999) – lähes 90 % metsistä ei siis ole tutkittu juuri lainkaan. Erityisen vakavaksi tämän puutteen tekee se, että ainoastaan nuoremmat metsät ovat käyneet läpi koko viljelymetsätalouden hakkuukierron. Oletettavasti juuri näissä nuorissa viljelymetsissä metsätalouden vaikutukset lajiston uhanalaistumiseen ovat voimakkaimmat. Nyt uudistushakkuuikässä olevat vanhat metsät ovat pääosin luontaisesti syntyneitä, ja niissä on jossain määrin säilynyt sellaisia luonnonmetsän ja metsikön jatkuvuuden piirteitä, jotka puuttuvat kokonaan nuoremmista viljelymetsästä (Martikainen ym. 2000c, Siitonen ym. 2000b). Näin ollen näistä vanhojen talousmetsien tutkimuksista saadut tulokset eivät ole yleistettävissä koskemaan talousmetsiä yleensä: ne saattavat antaa liian optimistisen kuvan lahoppuun ja siitä riippuvaisen lajiston esiintymisestä talousmetsissä ja täten johtaa metsätalouden uhanalaistumisvaikutusten aliarvioimiseen.
- Tutkimus on niin ikään keskittynyt tuoreen kankaan kuusivaltaisiin metsiin mm. mänty- ja lehtipuuvaltaisten metsien kustannuksella. Kuusikoissa ei kuitenkaan pystytä suojelemaan esimerkiksi mäntymetsien lajeja, joten tutkimustarve on erityisen suuri vähän tutkittujen metsätyyppien osalta.
- Edustavien hyönteisaineistojen keruu, käsittely ja määrittäminen on erittäin suuritöistä, joten koko maan suojelualueverkon kattavaa otantaa olisi käytännössä mahdotonta toteuttaa. Jo pelkästään yhtä maantieteellistä aluetta koskeva talousmetsien eri ikäluokkien vertailututkimus vaatisi suuren luokan tutkimusrahoituksen. Täten lahoppukovakuoriaistutkimuksissa on rajoitettava esimerkkialueisiin. Tutkimustarpeet ovat suurimmat eteläisessä Suomessa, joka on lahoppukovakuoriaisten uhanalaistumiskehityksen kriittisintä aluetta.

Suojelualueverkon arviointi - hankkeen lähestymistapa, aineistot, edistyminen 1997-1999 ja jatkosuunnitelmat

.....

3

Tämän tutkimushankkeen tarkoituksena on ollut selvittää millä tavoin metsikön ja sitä ympäröivän metsämaiseman laatu vaikuttavat lahopuukovakuoriaislajistoon. Hankkeen keskeiset kysymykset ovat: (1) kuinka luonnontilaisille metsille tyypilliset lahopuun varassa elävät lajit esiintyvät metsätaloushistorialtaan, lahopuuresurseinlaan ja -jatkumoltaan erilaisissa metsissä ja (2) kuinka näiden lajien elinpaikkavaatimukset täyttävien metsiköiden alueellinen esiintyminen (pinta-ala, metsiköiden keskinäiset etäisyydet ja eristyneisyysaika) vaikuttaa lajien esiintymiseen. Erityisen tärkeitä selvitettäviä kysymyksiä ovat, pystyvätkö pienet ja eristyneet luonnonmetsäsaarekkeet turvaamaan populaatioiden elinkelpoisuuden sekä säilyvätkö populaatiot elinkelpoisina silloin, kun luonnonmetsäsaarekkeiden välinen metsämaisema on muuttunut lahopuusta riippuvaisten lajien kannalta elinkelvottomaksi. Hankkeessa on keskitytty keräämään kvantitatiivista esiintymistietoa luonnontilaisille metsille tyypillisistä lahopuukovakuoriaisista lajien suoraan etsintään perustuvilla näytteenottomenetelmillä. Samanaikaisesti on kerätty aineistoa siitä, miten näiden lajien vaatimia lahopuutyyppejä esiintyy luonnonmetsissä ja talousmetsissä. Tähän päädyttiin eri otantamenetelmien käytökelpoisuuden arvioinnin jälkeen: menetelmä antaa luotettavan kuvan niin lahopuuresurssien kuin siitä riippuvaisten lajien esiintymisestä, ja näin saadaan suoraan tietoa lajien tiheyksistä erilaisissa metsiköissä suojelualueilla ja niiden ulkopuolella talousmetsämaisemassa. Hankkeessa on myös hyödynnetty aiemmin kerättyjä pyyntiaineistoja. Ensivaiheessa tutkittiin varttuneita metsiä kolmella metsätaloushistorialtaan erilaisella alueella, joilla ihmisvaikutuksen voimakkuus ja ajallinen kesto, vanhojen luonnonmetsien osuus metsämaasta sekä lahopuun määrä metsämaisemassa poikkeavat toisistaan selvästi: Venäjän Karjalan Viansalossa, Kainuussa ja Pirkanmaalla. Vuonna 2000 tutkimusta laajennettiin eräiltä osin Uudellemaalle ja Venäjän Leningradin alueen Vepsään. Myöhemmässä vaiheessa tutkimusta pyritään laajentamaan myös nuorempiin metsiin.

Tuloksia käytetään pääasiassa sen arvioimiseen, miten metsien suojelualueverkko yhdessä metsälain tarkoittamien erityisen tärkeiden elinympäristöjen ja talousmetsien uusien käsittelyohjeiden kanssa turvaa lahopuukovakuoriaisten elinvoimaisten populaatioiden säilymisen.

3.1 Erilaisin pyyntimenetelmin kerätty lahopuukovakuoriaisaineistot

Hankkeessa hyödynnettävät aiemmin muissa tutkimuksissa kerätyt aineistot koostuvat lähinnä laajamittaisista, kvantitatiivisista hyönteispyynnistä eri tavoin käsitellyissä talousmetsissä ja luonnonmetsissä. Tärkeimmät tässä käsiteltävät pyyntiaineistot on kerätty vuosina 1991–1994 Suomen ja Venäjän Karjalasta (ks. esim. Siitonen ym. 1995) sekä vuosina 1994–1996 Pirkanmaalta (ks. esim. Martikainen ym. 2000c). Yksi näiden tutkimusten pääkysymyksistä on ollut se, miten la-

hopuun määrä ja laatu vaikuttavat selkärangattoman eläinlajiston monimuotoisuuteen.

3.2 Hankkeessa kerättävät uudet lahoppu- ja lahoppuukovakuoriaisaineistot

Hanke koostuu useasta eri osatutkimuksesta, joissa kaikissa kerätään aineistoa eri lahoppuukovakuoriaislajien ja niiden vaatimien lahoppuutyypin esiintymisestä talousmetsissä ja luonnonmetsissä suoralla näytteenotolla. Tutkimuksen kohteena on sekä sellaisia lahoppuutyyppejä, joita tavataan vielä jossain määrin myös talousmetsissä, että harvinaisia, talousmetsistä lähes hävinneitä lahoppuutyyppejä. Otanta on suunnattu ensivaiheessa vanhoihin tuoreen ja kuivahkon kankaan kuusi- ja mäntyvaltaisiin metsiköihin. Tässä raportissa näistä aineistoista käsitellään lähinnä kuorellisista kuusimaapuista sekä äskettäin kuolleista kuorellisista pystymänniä kerättyjä aineistoja, koska harvinaisempien lahoppuutyypin osalta maastotyöt ovat edelleen käynnissä.

Pirkanmaalta kerättiin laaja aineisto kuusimaapuista ja niillä esiintyvistä lajistosta vanhoista kuusivaltaisista talousmetsistä ja luonnonmetsistä. Aineisto käsittää 48 metsikköä, joista kaikista on mitattu lahoppuun määrä ja laatu, ja tutkittu noin 270 kuusimaapua 44 metsiköstä (Punttila ym. julkaisematon). Talousmetsien lahoppuunmäärä niissä aineiston metsiköissä, joista saatiin kuusimaapuna näytteitä, oli keskimäärin 6,7 m³/ha (1,9–23,8 m³/ha, N = 32 metsikköä), ja luonnontilaisissa ja luonnontilaisen kaltaisissa metsiköissä lahoppuuta oli keskimäärin 85,5 m³/ha (31,7–183,4 m³/ha, N = 12). Tällä aineistolla selvitetään metsikön laadun vaikutusta kuusimaapuilla elävään lajistoon. Luonnonmetsien osalta eri metsämaaisemien vertailuaineistoa on kerätty ja kerätään vuonna 2000 Uudeltamaalta, Pirkanmaalta ja Kainuusta sekä Venäjän Karjalan Vienansalosta ja Vepsästä. Tämän maisemavertailuaineiston laajuus tulee olemaan runsaat 30 metsikköä ja runsaat 300 kuusimaapua. Metsiköistä mitataan tiedot myös lahoppuun määrästä ja laadusta. Tällä aineistolla selvitetään metsämaaiseman laadun vaikutusta luonnonmetsien kuusimaapuilla elävään lajistoon.

Pirkanmaalta, Kainuusta ja Venäjän Karjalan Vienansalosta kerättiin laaja aineisto vastakuolleista kuorellisista pystymänniä ja niillä esiintyvistä lajistosta vanhoissa männiköissä talousmetsissä (Pirkanmaalla ja Kainuussa) ja luonnontilaisen kaltaisissa metsissä (kaikilla tutkimusalueilla). Aineisto käsittää 66 metsikköä, joista on mitattu lahoppuun määrä ja laatu, ja tutkittu noin 320 pystymäntyä (Siitonen ym. julkaisematon). Aineiston talousmetsissä lahoppuuta oli keskimäärin 3,3 m³/ha Pirkanmaalla (0,0–14,2 m³/ha, N = 32 metsikköä) ja 12,7 m³/ha Kainuussa (0,8–50,9 m³/ha, N = 12). Luonnontilaisissa ja luonnontilaisen kaltaisissa metsissä lahoppuuta oli keskimäärin 47,2 m³/ha Pirkanmaalla (31,7–80,7 m³/ha, N = 5), 41,9 m³/ha Kainuussa (24,5–65,3 m³/ha, N = 7) ja 71,2 m³/ha Vienansalossa (37,1–124,7 m³/ha, N = 10). Tällä aineistolla selvitetään metsikön ja metsämaaiseman laadun vaikutusta äskettäin kuolleilla männiä elävään lajistoon. Kovakuoriaisaineiston osalta tässä raportissa voidaan käsitellä pelkästään aikuismateriaalia, lopulliset tulokset saadaan vasta toukkamateriaalin määrityksen valmistuttua.

Mainituissa osatutkimuksissa on saatu merkittävää synergiaetua yhteistyöstä eräiden Suomen Akatemian rahoittaman biodiversiteettitutkimusohjelman hankkeiden kanssa. Yhteistyötä tehdään dos. Timo Kuuluvaisen johtaman hankkeen ”Boreaalisen metsän rakenne ja dynamiikka – lajibiodiversiteetin yhteydet maisema- ja metsikkörakenteeseen luonnontilaisessa ja talousmetsässä” sekä prof. Ilkka Hanskin johtaman hankkeen ”Boreaalisten metsien biodiversiteetti: eliölajien ekologia ja kannanvaihtelu laikutteisessa elinympäristössä” kanssa.

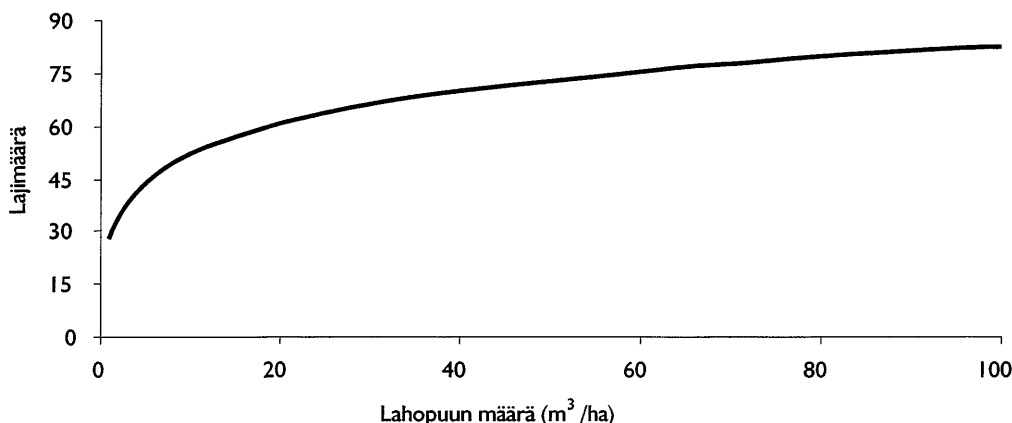
Keskeiset tulokset suojelualue- verkon ja lajien uhanalaisuuden arvioinnin kannalta

4

4.1 Lahopuun määrän vaikutus metsikön lahopuukovakuoriaisten lajirunsauteen

Metsikön lahopuun määrän ja lahopuukovakuoriaisten lajirunsauden välillä havaittiin positiivinen korrelaatio kahdessa suuressa pyyntiaineistossa. Pirkanmaan vanhojen ja yli-ikäisten talousmetsien sekä luonnontilaisten metsiköiden vertailussa havaittiin, että vanhoissa tuoreen kankaan kuusivaltaisissa talousmetsissä näytteiden keskimääräinen lajimäärä oli peräti kolmanneksen pienempi kuin luonnonmetsissä (Martikainen ym. 2000c). Tutkituissa vanhoissa talousmetsissä lahopuuta oli keskimäärin 14 m³/ha, yli-ikäisissä talousmetsissä 22 m³/ha ja luonnonmetsissä 106 m³/ha. Lahopuun määrä myös metsäluokkien sisällä vaihteli suuresti, vanhoissa talousmetsissä 2–28 m³/ha, yli-ikäisissä talousmetsissä 7–38 m³/ha ja luonnonmetsissä 70–184 m³/ha (ks. tarkemmin Martikainen ym. 2000c, Siitonen ym. 2000b). Lahopuukovakuoriaisten lajirunsaus oli voimakkaan positiivisesti korreloitunut useimpien mitattujen lahopuutunnusten kanssa. Metsikön lahopuun kokonaismäärä selitti lahopuukovakuoriaisten lajimäärää parhaiten. Näytteiden lajimäärä eri metsiköissä riippui metsikön kokonaislahopuumäärästä seuraavasti: $\text{Lajimäärä} = 18,3 + 31,8 \times \log(\text{Lahopuun määrä (m}^3/\text{ha)} + 1)$. Lajimäärän ja lahopuumäärän suhde oli siis käyräviivainen. Tämä malli ennustaa, että esimerkiksi aineiston metsiköissä, jossa on lahopuuta 100 m³/ha, lajimäärä on 82 ja että tämä lajimäärä on vähentynyt neljänneksellä, kun lahopuuta on 22 m³/ha, ja pienentynyt puoleen, kun lahopuuta on 4 m³/ha (kuva 2).

Suomen ja Venäjän Karjalasta kerätty pyyntiaineisto nuorista, keski-ikäisistä ja vanhoista talousmetsistä osoitti niin ikään selvän positiivisen korrelaation metsikön lahopuumäärän ja lahopuukovakuoriaisten lajirunsauden välillä (Siitonen



Kuva 2. Lahopuusta riippuvaisten kovakuoriaisten lajimäärän suhde lahopuun määrään vanhoissa kuusikoissa Pirkanmaalla (Martikainen ym. 2000c; ks. teksti).

ym. 1995, 2000c). Tässä tutkimuksessa hyödynnettiin toisen maailmansodan jälkeen syntynyttä "ekologista kenttäkoetta" siitä, kuinka puolen vuosisadan ajan rajan eri puolilla harjoitettu erilainen metsien käsittely on vaikuttanut talousmetsämaisemaan, metsiköiden rakenteeseen ja metsäeliöstöön. Tutkimusalueen metsiä käsiteltiin yhteneväisesti aina toiseen maailmansotaan saakka, mutta sittemmin metsänkäsittelytavat ja -intensiteetti ovat eronneet voimakkaasti rajan eri puolilla: Suomen puolella metsänkäsittelymenetelmät ovat voimaperäistyneet, Venäjän puolella metsänhoidon intensiteetti on ollut pieni. Lahopuukovakuoriaisten kannalta yksi tärkeimmistä eroista oli Venäjän Karjalan puoleisten koealojen keskimäärin kertaluokkaa suurempi lahoppuun määrä (28,7 m³/ha) verrattuna Suomen puoleisten koealojen lahoppuun määrään (3,7 m³/ha). Erot olivat selvät kaikissa tutkituissa metsän ikäluokissa (ks. Siitonen ym. 1995). Tässä aineistossa talousmetsien lahoppuukovakuoriaisten kokonaislajimäärä oli n. 20 % korkeampi ja keskimääräinen lajimäärä n. 25 % korkeampi Venäjän kuin Suomen näytteissä, ja 61 % lajeista oli runsaampia Venäjän kuin Suomen näytteissä (Siitonen ym. 2000c). Samanlaisia tuloksia lahoppuun määrän ja siitä riippuvaisen lajiston lajirunsauden positiivisesta korrelaatiosta on saatu myös muissa tutkimuksissa (esim. Andersson ja Hytteborn 1991, Siitonen 1994c, Bader ym. 1995, Økland ym. 1996, Ohlson ym. 1997, Martikainen ym. 1999, Thunes ym. 2000).

Lahoppuun määrän ja siitä riippuvaisen lajien lajirunsauden positiiviselle korrelaatiolle voi olla kaksi toisiaan täydentävää selitystä (Siitonen 2000). Ensinnäkin suurempi määrä lahoppuuta sisältää suuremman määrän lahoppuun laadun vaihtelua eli se tarjoaa enemmän erilaisia mikrohabitatteja lahoppuulajistolle (mikrohabitatdiversiteettihypoteesi). Toiseksi, suuri lahoppuun määrä mahdollistaa siitä riippuvaisen lajien suuremmat populaatiokoot ja vähentää täten paikallisen sukupuuton riskiä (populaatiodynamiikkahypoteesi).

4.2 Lahoppuun määrän ja ajallisen jatkuvuuden vaikutus lahoppuukovakuoriaislajien esiintymiseen metsikössä

Kullekin lahoppuukovakuoriaislajille sopivat lahoppuut ovat laikuttaen esiintyvä resurssi, joka on jatkuvassa muutostilassa. Yksittäiset lahoppuut ovat sopiva elinympäristö tietyille lajille vain tietyn aikaa. Jotta tällaisten lajien populaatiot säilyisivät metsikössä, lahoppuukovakuoriaisten on asutettava uusia sopivia lahoppuita keskimäärin samalla nopeudella kuin vanhat lahoppuut käyvät elinkelvottomiksi (ks. Siitonen 2000). Sopivien lahoppuiden lukumäärän ja tiheyden vähentyessä voidaan ennustaa, että vaateliaimmat lahoppuulajit taantuvat ja häviävät metsiköstä ensimmäisinä.

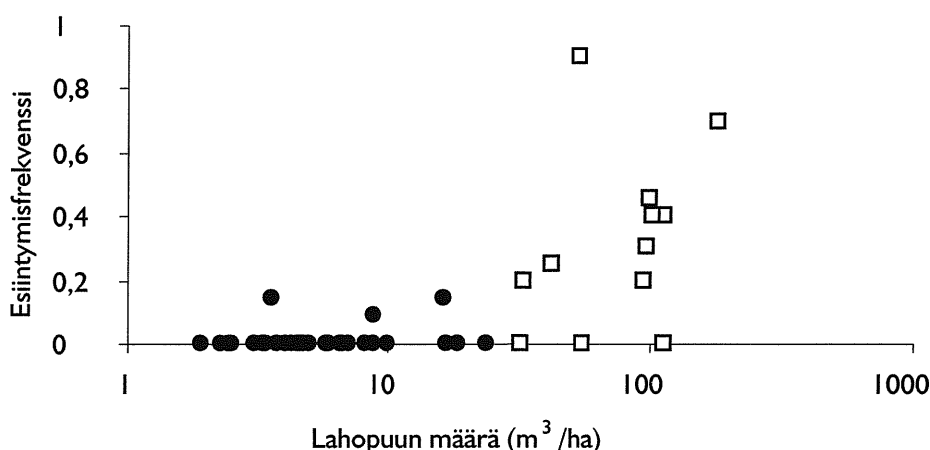
Tämä populaatiodynamiikkaan perustuva ennuste osoitettiin paikkansapitäväksi Pirkanmaan vanhoista talousmetsistä ja luonnontilaisista metsistä kerätyn pyyntiaineiston analyysissä (Martikainen ym. 2000c). Harvinaisten lahoppuukovakuoriaislajien lukumäärä oli huomattavasti suurempi luonnonmetsien kuin talousmetsien näytteissä, mutta yleisten lahoppuukovakuoriaislajien kohdalla tällaista eroa ei havaittu. Niin ikään kaarnakuoriaisista riippuvainen spesialistilajisto erosi talousmetsien ja luonnonmetsien välillä enemmän kuin kaarnakuoriaislajiston erojen perusteella olisi voinut odottaa (Martikainen ym. 1999). Valtaosa (78 %) lahoppuukovakuoriaislajeista oli vähälukuisempia talousmetsissä kuin luonnonmetsissä (Martikainen ym. 2000c). Samanlainen lajien populaatioiden taantuminen myös muissa lahoppuusta riippuvaisissa eliöryhmissä merkitsisi, että Suomen n. 5 000 lahoppuusta riippuvaisesta lajista lähes 4 000 on taantunut vanhoissa talousmetsissä (Martikainen 2000a). Tutkimuksen talousmetsät olivat vanhoja, uudistusiässä olevia tuoreen kankaan kuusikoita pääosin valtion mailla. Näissä met-

sissä lahopuun määrä oli keskimäärin 14 m³/ha. Koska lahopuun määrä on talousmetsissä keskimäärin huomattavasti pienempi (Etelä-Suomessa keskimäärin n. 2 m³/ha, ja yli 100-vuotiaissa talousmetsissäkin keskimäärin vain 3,3 m³/ha; ks. 2.4), lahopuusta riippuvaisten lajien taantuminen talousmetsissä on suurella todennäköisyydellä vielä paljon dramaattisempaa kuin tämän tutkimuksen perusteella voidaan arvioida. Tutkimusta onkin kiireellistä jatkaa nuoremmissa, koko metsänviljelykierron läpikäyneissä metsissä, jotta taantumiskehityksen laajuudesta saataisiin parempi kuva.

Kuusimaapuista Pirkanmaalta kerätyn aineiston tulosten mukaan eräät tälle lahopuutyypille ominaisista, nykyään uhanalaisista lajeista puuttuivat joko kokonaan sekä luonnonmetsien (N = 12) että talousmetsien (N = 32) näytteistä tai esiintyivät hyvin harvinaisina ainoastaan luonnontilaisten metsiköiden näytteissä (Punttila ym., julkaisematon). Erittäin uhanalainen korpikolva (*Pytho kolwensis*) puuttui kaikista metsiköistä, ja vaarantunut murroskolva (*P. abieticola*) esiintyi vain neljässä luonnontilaisessa tai luonnontilaisen kaltaisessa metsikössä. Aineiston luonnonmetsissä yleiset ja runsaat aaltoseppä (*Harminius undulatus*) ja *Olisthaerus substriatus* -lyhytsiipislaji puuttuivat säännönmukaisesti talousmetsistä niille sopivista kuusimaapuista metsikön lahopuumäärän laskiessa alle tietyn kriittisen rajan (kuva 3).

Pystyynkuolleista kuorellisista männyistä kerätty talousmetsien ja luonnontilaisen kaltaisten metsien vertailuaineisto Pirkanmaalta ja Kainuusta osoitti niin ikään, että vaateliaat uhanalaiset lajit joko puuttuvat kokonaan talousmetsien näytteistä tai esiintyvät niissä huomattavasti harvinaisempina kuin luonnontilaisen kaltaisten metsien näytteissä (Siitonen ym., julkaisematon). Tällaisia lajeja olivat esimerkiksi vaarantunut lovikerri (*Cerylon impressum*) ja *Corticeus suturalis* -pimikkökuoriaislaji (jälkimmäinen elää myös kuusella).

Samanlaisia tuloksia lajien vaatimien lahopuuresurssien määrän ja/tai lahopuun jatkuvassa saatavuudessa olevien katkosten vaikutuksista lajien esiintymiseen on saatu myös muissa tutkimuksissa, mm. lahottajasienillä (Bader ym. 1995, Høiland ja Bendiksen 1996, Stokland 1999, 2000), sienisääskillä (Økland 1994, 1996), kovakuoriaisilla (Økland ym. 1996), kuolleisiin haapoihin erikoistuneilla uhanalaisilla latikoilla ja kovakuoriaisilla (Siitonen ja Martikainen 1994) sekä onttoihin eläviin pyökkeihin (Nilsson ja Baranowski 1997), taulakäävälle (Rukke ja



Kuva 3. *Olisthaerus substriatus* -lyhytsiipislajin esiintyminen maakuusissa: esiintymisfrekvenssin suhde lahopuun määrään vanhoissa kuusikoissa Pirkanmaalla (Punttila, Siitonen ja Lindström, julkaisematon). Aineisto käsittää 32 talousmetsikköä (mustat pallot) ja 12 luonnontilaista tai sen kaltaista metsikköä (valkoiset neliöt).

Midtgaard 1998) ja kantokäävälle erikoistuneilla lahoppuukovakuoriaisilla (Thunes ym. 2000).

Tuoreen lahoppuun on aiemmin pelätty lisäävän metsätuho-riskiä, koska eräät taloudellisesti merkittävät kaarnakuoriaislajit hyötyvät tällaisesta lahoppuusta. Lahoppuun laikuttainen esiintyminen ja sen syntymisen suuri ajallinen vaihtelu ovat luonnonmetsien ominaispiirteitä: uusia lahoppuukeskittymiä syntyy luonnonmetsissä tyypillisesti kohortteina satunnaisten paikallisten häiriöiden seurauksena (ks. esim. Söderström ja Jonsson 1992, Jonsson ja Dynesius 1993, Jonsson 2000). Metsätuhohyönteisten esiintymisseurantojen perusteella kaarnakuoriaisista tärkeimpinä metsätuholaisina pidetyt kirjanpainaaja (*Ips typographus*) ja pystynävertäjä (*Tomicus piniperda*) eivät ilmeisesti ilmaston epäsuotuisuuden vuoksi ole aiheuttaneet laajoja tuhoja myrskytuhoalueiden ympäristössä Suomessa toisin kuin suotuisamman ilmaston alueella eteläisessä Keski-Ruotsissa ja Etelä-Norjassa (Christiansen 1969, Ehnström ym. 1974, Löyttyniemi ym. 1979, Austarå ym. 1983). Yksittäisten runsaslahoppuisten myrskynkaatoalueiden (Annala ja Petäistö 1978), majavan aiheuttaman tulva-alueen (Saarenmaa 1978) ja metsäpaloalueiden (Ehnström ym. 1995) vastakuolleissa puissa lisääntyneiden taloudellisesti merkittävien kaarnakuoriaislajien ei havaittu aiheuttaneen tuhoja alueiden ulkopuolisissa metsissä (tosin Sinivuoren luonnonpuistossa tuulenskaatoaukosta levisi kirjanpainaajatuhoja myös ympäröiviin metsiin – Ilpo Mannerkoski, suullinen tieto). Myöskään hakkuuaukkojen reunoilla kirjanpainaajan tappamien puiden määrä ei ollut riippuvainen tuulenskaatojen määrästä (Peltonen 1999). Samanlaisiin päätelmiin tultiin myös Suomen ja Venäjän Karjalan eri-ikäisten talousmetsien vertailussa (Martikainen ym. 1996) sekä vanhojen talousmetsien, yli-ikäisten talousmetsien ja vanhojen luonnonmetsien vertailussa Pirkanmaalla (Martikainen ym. 1999, ks. myös Weslien ja Schroeder 1999).

4.3 Lahoppuun sijaintiympäristön ja laadun merkitys lahoppuukovakuoriaisille

Jonsell ym. (1998) analysoivat Ruotsin lahoppuusta riippuvaisten 542 uhanalaisen selkärangattoman eläinlajin vaatimuksia lahoppuun laadun suhteen. Tällaista analyysia ei ole tehty Suomen uhanalaisista lajeista, mutta lajiston suuren samankaltaisuuden vuoksi tulokset ovat pääpiirteissään sovellettavissa Suomen lajistoon, vaikkakin eroja on erityisesti eteläisimmän Ruotsin lajiston vuoksi. Vastaava selvitys ja analyysi tulisi tehdä pikaisesti myös Suomen uhanalaisista lahoppuuselkärangattomista. Tutkimuksessa tarkasteltiin seitsemää eri muuttujaa: puulajia, lahooastetta, puutyyppejä, järeyyttä, puun osaa, valovaatimuksia ja mikrohabitaattia. Seuraavassa tarkastelen eräitä näistä yhdessä muiden tutkimustulosten kanssa.

Puuston peitteisyys ja metsikön valoympäristö

Jonsellin ym. (1998) tutkimuksen päätuloksia oli, että noin viidesosa lajeista vaatii auringonpaisteisia oloja. Nämä lajit hyötyvät metsäpaloista, joissa syntyy runsaasti lahoppuuta – näistä lajeista 29 oli voimakkaasti paloaloihin sitoutunutta. Kun tähän lisätään ne lajit, joille valoympäristöllä ei ole merkitystä, peräti 59 % lajeista menestyy auringonpaisteisissa oloissa metsäsukcession alkuvaiheissa. Osa lajeista vaatii kuitenkin varjoisia (9 % lajeista) tai puolivarjoisia (9 %) olosuhteita. Eräissä muissa lahoppuusta riippuvaisissa ryhmissä – erityisesti epiksyyllisammalissa ja –jäkälissä sekä sienisääskissä – tällaisten lajien osuus on ilmeisesti paljon suurempi (Siitonen 2000). Näitä lajeja on vaikea ellei mahdotonta suojella talousmetsissä. Samanlaisiin päätelmiin tultiin myös vertailtaessa avohakkuilla ja sulkeutuneissa

metsissä sijainneiden koivupökkelöiden lahoppuukovakuoriaislajistoa (Kaila ym. 1997) sekä vastaavassa tutkimuksessa haavan uhanalaisista lajeista (Martikainen 2000b): molemmissa aineistoissa oli lajeja, jotka esiintyivät ainoastaan avohakkuu-alojen näytteissä tai ainoastaan sulkeutuneen metsän näytteissä. Jopa eräät aiemmin vanhan luonnonmetsän lajeina pidetyt epifyytit ja kääväkkäät näyttävät menestyvän myös hakkuuaukoilla, mikäli niillä on riittävästi lajien vaatimia resursseja (Hazell ja Gustafsson 1999, Sippola ja Renvall 1999, Martikainen ym. 2000a). Lisäksi lahoppuun määrä oli peitteisyyttä tärkeämpi selittävä tekijä puuston peitteisyyden jatkuvuuden ja pitkäaikaisen luonnontilaisuuden indikaattoreina käytettyjen jäkälä- ja kääväkläjien lajirunsaudelle ruotsalaisissa vanhoissa luonnontilaisissa korpimetsissä (Ohlson ym. 1997, tässä tutkimuksessa ei valitettavasti ollut erotettu lahoppuujatkumoa peitteisyyden jatkumosta).

Puulaji

Jonsellin ym. (1998) tutkimuksen perusteella yleisimmät havumetsien puulajit kuusi (117 lahoppuusta riippuvaista lajia), mänty (102 lajia), koivut (114 lajia) ja haapa (101 lajia) ovat suunnilleen yhtä tärkeitä uhanalaisten lahoppuulajien lukumäärien kannalta. Etelä-Ruotsin jalot lehtipuut tammi ja pyökki olivat omaa luokkaansa lahoppuulajien kannalta (202 ja 140 lajia), samoin (elävät) ontot puut (havumetsävyöhykkeellä lähinnä haapa) olivat merkittäviä uhanalaisten lajien elinympäristönä.

Lahoppuun laatu

Jonsellin ym. (1998) tutkimuksen perusteella lajisto on puun lahoasteen suhteen hyvin erikoistunut. Tutkimuksen neliluokkaisessa lahoasteluokituksessa lajimäärä vaihteli lahoasteluokissa 134:stä (alle kaksivuotiaat lahoppuut) 280:een (5–15-vuotiaat lahoppuut). Vain yhden lahoasteluokan puita pystyi käyttämään peräti 154 lajia. Ainoastaan kolme lajia pystyivät elämään kaikissa lahoasteluokissa. Tutkimuksen kolmiluokkaisessa järeysluokituksessa useimmat lajit (411 lajia) elivät järeässä läpimitaltaan yli 50 cm lahoppuussa. Lajeista 179 esiintyi ainoastaan järeissä puissa, kun vain 13 lajia esiintyi pelkästään ohuimman luokan puissa.

Tulokset Pirkanmaan vanhojen talousmetsien, yli-ikäisten talousmetsien ja luonnonmetsien rakenteen vertailututkimuksessa (Siitonen ym. 2000b) osoittivat suuria eroja talous- ja luonnonmetsien välillä juuri sellaisen lahoppuun suhteen, joka Jonsellin ym. (1998) tutkimuksen mukaan on tärkeää uhanalaisille lahoppuulajeille: mm. lahoppuun keskimääräisessä järeudessa, järeiden mänty- ja lehtilahoppuiden määrissä sekä puiden lahoastejakauksissa. Erityisen suuret erot olivat juuri niissä lahoasteluokissa, joissa Jonsellin ym. (1998) tutkimuksen mukaan elää eniten uhanalaisia selkärangattomia eläinlajeja. Pirkanmaan vanhojen ja yli-ikäisten talousmetsien sekä luonnontilaisten metsiköiden vertailussa lahoppuukovakuoriaisyhteisöt olivatkin rakenteeltaan selvästi erilaisia talousmetsissä ja luonnonmetsissä (Martikainen ym. 2000c). Tutkimuksen tärkeä tulos oli se, että yli-ikäiset talousmetsät eivät vastaa lajistoltaan vanhoja luonnonmetsiä, eivätkä ne täten kompensoi vanhojen luonnontilaisten metsien määrän vähenemistä.

4.4 Metsämaiseman laadun vaikutus lahoppuukova-kuoriaisten esiintymiseen

Kun luonnonmetsien pinta-ala pienenee alueellisesti, luonnonmetsistä riippuvaisen lajien populaatiokoot pienenevät teorian mukaan aluksi vastaavassa määrin. Kun pinta-ala on vähentynyt jonkin kriittisen rajan alle, populaatioissa näkyvät pinta-alan vähenemisen lisäksi pirstoutumisen vaikutukset. Myös metapopulaatioiden suhde pinta-alan vähenemiseen on epälineaarinen: luonnonmetsien pinta-alan vähennyttä kriittisen rajan alle, tasapainoisilta vaikuttaneet metapopulaatiot saattavat kuolla sukupuuttoon hyvin nopeasti. Lajien ennustetaan taantuvan ja lopulta häviävän vaateliaimmista ja harvinaisimmista lajeista alkaen (ks. 2.6).

Tämä ennuste osoitettiin paikkansapitäväksi Suomen ja Venäjän Karjalasta kerätyllä pyyntiaineistolla: harvinaisten lahoppuukovakuoriaisten lukumäärä oli huomattavasti suurempi Venäjän runsaslahoppuisen metsämaiseman näytteissä kuin Suomen niukkalahoppuisen metsämaiseman näytteissä, mutta yleisten, oletettavasti vähemmän vaatelioiden lahoppuukovakuoriaislajien lukumäärä ei eronnut maiden välillä (Siitonen ym. 2000c). Samasta koealaverkosta on kerätty myös lajien suoraan etsintään perustunut aineisto, ja alustavien tulosten mukaan uhanalaisten ja harvinaisten lajien laji- ja havaintomäärät olivat huomattavasti suurempia Venäjän kuin Suomen koealoilta (Siitonen ym. julkaisematon).

Kuorellisista kuusimaapuista kerätyssä aineistossa erittäin uhanalainen korpikolva (*Pytho kolwensis*) esiintyi yleisenä ja runsaana kaikissa metsiköissä luonnontilaisen kaltaisissa runsaslahoppuisissa metsämaisemissa Venäjän Karjalan kahdella tutkimusalueella Vienansalossa ja Vepsässä (Punttila ym., julkaisematon, ks. myös Siitonen ja Saaristo 2000). Samoin muut talousmetsistä hävinneet tai lähes hävinneet tälle lahoppuutyypille erikoistuneet tai sitä suosivat vaateliaat lajit olivat yleisiä luonnontilaisen metsämaiseman metsiköissä. Pirkanmaan niukkalahoppuisen talousmetsämaiseman luonnontilaisen kaltaisista metsiköistä korpikolva puuttui kokonaan, murroskolva (*P. abieticola*) esiintyi vain hajanaisesti muutamassa metsikössä. Aaltoseppä (*Harminius undulatus*) ja *Olisthaerus substriatus* -lyhytsiipislaji esiintyivät Pirkanmaan luonnontilaisen kaltaisissa metsiköissä yleisinä, mutta Uudenmaan pidempään niukkalahoppuisena olleen talousmetsämaiseman luonnontilaisen kaltaisista metsiköistä jälkimmäinen laji näyttää alustavien tulosten mukaan puuttuvan kokonaan. Vaikka alustavien tulosten mukaan aaltoseppä esiintyy vielä Uudenmaan luonnontilaisen kaltaisissa metsissä, Etelä-Ruotsissa laji on jo taantunut ja esiintyy enää vain muutamana eristyneenä populaationa (Nilsson ja Baranowski 1996). Monien tähän lahoppuutyypiin erikoistuneiden lajien leviämiskyky saattaa olla huono, koska luonnontilassa uusia sopivia lisääntymispuita on aina löytynyt läheltä.

Samoin pystyynkuolleista kuorellisista männyistä kerätyssä aineistossa runsaslahoppuisen, luonnontilaisen kaltaisen metsämaiseman metsiköissä Venäjän Karjalan Vienansalossa useat vaateliaat, myös meillä uhanalaiset vaarantuneet lajit olivat yleisiä (Siitonen ym., julkaisematon). Tällaisia lajeja olivat alustavien tulosten mukaan mm. lahokapo (*Boros schneideri*), lovikerri (*Cerylon impressum*), isohukka (*Corticeus fraxini*) ja *Corticeus suturalis* -pimikkökuoriaislaji. Kainuun niukkalahoppuisen, lyhyen metsätaloushistorian maiseman luonnontilaisen kaltaisissa metsissä useat tällaiset vaateliaat lajit olivat harvinaistuneet, ja Pirkanmaan niukkalahoppuisen, pidemmän metsätaloushistorian maiseman luonnontilaisen kaltaisissa metsiköissä nämä lajit esiintyivät vielä harvemmin tai puuttuivat kokonaan. Syyinä näiden lajien yleisyyteen Vienansalossa oli se, että luonnontilaisen kaltaisessa metsämaisemassa oli näille uhanalaisille lajeille sopivia lahoppuita jatkuvasti tarjolla, vaikkakin harvakseltaan. Tällainen ajallis-paikallinen esiintymiskuva on tälle lahoppuutyypille ominaista luonnonmaisemassa, vaikkakin ajoittain näiden laho-

puiden paikallinen saatavuus kasvaa hetkellisesti metsäpalon jälkeen. Suomen puolella sopivien lahopuiden tiheys oli alhaisempi, ja talousmetsämaisemassa tästä lahopuutyypistä riippuvaisten lajien yksilöiden täytyy täten lentää huomattavan pitkiä matkoja – usein metsiköstä toiseen – löytääkseen uuden sopivan lisääntymispuun. Kainuun talousmetsämaisemassa vanhoja mäntymetsiä on vielä pakoitellen runsaasti, ja maisematasolla metsissä on enemmän lahopuuta ja pystyynkuolleita mäntyjä kuin Pirkanmaan talousmetsämaisemassa, mikä selittää sen, että tiettyjä vaateliaita lajeja esiintyi harvakseltaan Kainuun luonnontilaisen kaltaisissa metsissä ja jossain määrin myös talousmetsissä yleisemmin kuin Pirkanmaan metsissä. Talousmetsämaisemassa näiden vaatelioiden lajien populaatioiden elinkelpoisuus on vähintäänkin kyseenalainen. Uhanalainen vaarantunut isohukka vaikuttaa alustavien tulosten mukaan jo hävinneen Pirkanmaalta, ja sen lähisukulainen *Corticeus suturalis* esiintyi erittäin harvinaisena. Se, että eräitä näistä vaateliaista lajeista vielä esiintyi Pirkanmaalla, lieenee seurausta toisaalta siitä, että alueella on säilynyt kaksi suhteellisen laajaa luonnontilaisen kaltaista metsäaluetta (Petäjäjärven vanhojen metsien suojelualue ja Seitsemisen kansallispuiston Multiharjun aarnialue), ja toisaalta siitä, että alueen talousmetsissä vanhoja männiköitä on ollut vielä äskettäin paljon, joten alueella on maisematasolla aina ollut – vaikkakin hyvin harvakseltaan – sopivia äskettäin kuolleita mäntyjä saatavilla näille lajeille. Se, että nämä lajit olisivat säilyneet alueella pelkästään suojelualueiden varassa, tuntuu epätodennäköiseltä. Aineistomme viittaa siihen, että tutkimusalueen vanhoja talousmänniköitä on hakattu runsaasti aivan viime aikoina: talousmetsiköiden satunnaisotannassa havaittiin suhteettoman runsaasti siemenpuuasentoon hakattuja vanhoja männiköitä.

Metapopulaatiomallien sukupuuttoennustetta tukee myös havainto, että alueelta jo hävinneiden lajien osuus uhanalaisista kangasmetsien kovakuoriaislajeista on suurin juuri Etelä-Suomessa (71 %, 28 % ja 20 % hemi-, etelä- ja keskiborealisilla vyöhykkeillä, Rassi 2000, Kuva 4), jossa metsätalous on ollut voimape räisintä ja suojeltujen alueiden pinta-ala ja erityisesti luonnontilaisen metsän pinta-ala sekä metsien lahopuun määrä on pienimmillään. Hävinneiden lajien osuus uhanalaisista on pienempi Pohjois-Suomessa (11 % pohjoisborealisella vyöhykkeellä), sekä keskiborealaisen vyöhykkeen itäosassa, jossa suojelupinta-alat ja luonnonmetsien pinta-alat sekä metsien lahopuumäärät ovat suurempia. Näistä uhanalaisista lajeista valtaosa on lahopuusta riippuvaisia lajeja, mutta läheskään kaikki eivät kuitenkaan ole riippuvaisia vanhoista metsistä. Myös toinen uhanalaisrekisterin havaintoihin perustuva vertailu voisi testata metapopulaatiomallien ennustetta: tulisi verrata varjoisista metsistä riippuvaisen uhanalaisen lahopuueliöstön viimeisten löytöpaikkojen sijaintia vielä viime vuosisadan puolivälin ylitse runsasmetsäisinä säilyneiden alueiden sijaintiin. Tällaisessa vertailussa havaittiin yhteys vanhan luonnonmetsän alueellisen esiintymisen jatkuvuuden ja siitä riippuvaisen vaateliaan kääpäälajiston sekä erittäin uhanalaisen korpikolvan esiintymisen välillä (Kotiranta ja Niemelä 1996, Siitonen ja Saaristo 2000).

Vastaavasti haavalla elävien uhanalaisten ja harvinaisten hyönteisten esiintymisessä havaittiin suuri ero Suomen ja Venäjän Karjalan kuolleista ja kuolevista haavoista kerätyssä aineistossa (Siitonen ja Martikainen 1994). Erot olivat selitettävissä maisematason eroilla: Suomen puolella sopivien lahopuiden tiheys oli laskenut liian alhaiseksi, jotta näiden vaatelioiden lajien yksilöt pystyisivät asuttamaan uusia puita siinä määrin, että kolonisaatio riittäisi kompensoimaan lajien häviämisen elinkelvottomiksi käyneistä lahopuista. Vastaavanlainen maisemataso ero havaittiin kaarnakuoriaislajistossa: varjoisten kuusikoiden ja lehtipuiden kaarnakuoriaislajit olivat runsaampia Venäjän Karjalan metsämaisemassa kuin Suomen puolella, ja toisaalta avohakkuualoja ja hakkuutähteitä suosivat lajit olivat runsaampia Suomen puolella kuin Venäjän Karjalassa (Martikainen ym. 1996).

Päätelmät ja suositukset luonnonsuojelualueverkon ja talousmetsien luonnonhoidon kehittämisen kannalta

5

Metsien suojelualueverkon arvioinnissa vertailut toisaalta talousmetsien ja luonnonmetsien välillä ja toisaalta talous- ja luonnonmetsämaisemissa sijaitsevien metsiköiden välillä ovat osoittautuneet ensiarvoisen tärkeiksi. Näitä tutkimuksia on jatkettava ja täydennettävä, ja vertailuissa on kerättävä kvantitatiivista tutkimusaineistoa sekä lahoppuuliöiden että niiden vaatimien resurssien esiintymisestä talous- ja luonnonmetsien eri sukkessiovaiheissa ja eri metsätyypeillä. Lisäksi tarvitaan lisää tietoa puutteellisesti tunnettujen lajien elinympäristövaatimuksista. Vain näin voidaan saada luotettava kuva eri lajien uhanalaistumisesta ja suojelualueverkon kyvystä ylläpitää luonnonmetsille tyypillisten lajien elinkelpoisia populaatioita. Myös talousmetsien arvokkaiden luontokohteiden ja uusien metsänkäsittelyohjeiden merkitys lajiston säilyttämisessä on tärkeä tutkimustehtävä.

Pyrittäessä ymmärtämään lajiston uhanalaistumisen syitä on tarkasteltava sitä, kuinka lajit ovat sopeutuneet elinympäristöönsä ja sen dynamiikkaan. On tarkasteltava lajien elinkiertostrategioiden evolutiivista riippuvuutta niiden elinympäristön ajallisaikallisesta vaihtelusta niin metsikkö-, maisema- kuin eliömaantieteelliselläkin tasolla (Haila ym. 1994). Tällainen näkökulma on omaksuttu laajalti pyrittäessä kehittämään talousmetsien hoitoa lajiston elinehdot paremmin huomioon ottavaan suuntaan (ks. esim. Metsäkeskus Tapio 1994, Angelstam 1997, Angelstam ja Pettersson 1997, Esseen ym. 1997, Korhonen ja Savonmäki 1997, UPM-Kymmene Metsä 1998, Niemelä 1999, Siitonen 2000).

Suojelualueverkon ja talousmetsien hoidon kehittämisen kannalta tähänastiset keskeisimmät tulokset ja päätelmät ovat seuraavat:

5.1 Lahopuun määrä

Metsikön lahoppuun määrän ja lahoppuukovakuoriaisten lajirunsauden välillä havaittiin selvä positiivinen korrelaatio, jollainen on havaittu myös muissa lahoppuusta riippuvaisissa eliöryhmissä. Lahoppuukovakuoriaisten lajirunsaus oli keskimäärin kolmanneksen pienempi vanhoissa talousmetsissä kuin vanhoissa luonnonmetsissä. Lisäksi valtaosa lajeista oli vähälukuisempia talousmetsissä kuin luonnonmetsissä. Tuloksen perusteella voidaan arvioida, että n. 5 000 lahoppuusta riippuvaisesta eliölajistamme lähes 4 000 on taantunut vanhoissa talousmetsissä. Nämä dramaattisen tuntuiset tulokset kuitenkin mitä todennäköisimmin aliarvioivat suuresti sekä lajirunsauden romahdusta että lajien taantumistakin talousmetsissä, koska tutkimus koski vain vanhoja, uudistushakkuuikäisiä talousmetsiä, jotka eivät ole läpikäyneet viljelymetsän hakkuukiertoa. Nuoremmat metsät muodostavat lähes 90 % metsistämme, mutta niiden lajisto on edelleen tutkimatta. Lahoppuun määrä tässä tutkimattomassa metsien valtaosassa on vielä huomattavasti pienempi kuin nyt tutkituissa vanhoissa talousmetsissä – saatavilla olevien Valtakunnan metsien yhdeksannen inventoinnin tulosten perusteella keskimäärin vain noin 1,3 m³/ha alle 60-vuotiaissa metsissä ei-suojellulla metsämaalla Etelä-Suomessa, ja kaikissa talousmetsissäkin vain 2,0 m³/ha. Lahoppuumäärien ro-

mahdus talousmetsissämme – 92–98 %:n väheneminen luonnontilaiseen verrattuna – on aiheuttanut lahopuusta riippuvaisten lajien sukupuuttoaalton, joka tulee jatkumaan Suomessa. Yleisen lajimäärän ja lajien elinympäristön pinta-alan riippuvuussuhteen perusteella on arvioitu, että jopa yli puolet kaikista lahopuusta riippuvaisista lajeista – yli 2 000 lajia – saattaa kuolla Suomesta sukupuuttoon, ellei lahopuun määriä saada kasvatetuksi.

- Suojelualueiden pinta-alaosuus on laajoilla alueilla liian pieni, ja lisäksi suojelualueiden runsaslahopuiset osat ovat niin pieniä, että pelkästään niiden avulla sukupuuttoaaltoa ei voida estää. Suojelualueiden niukkalahopuustoisia osia on ennallistettava luonnontilaisen kaltaisiksi, ja suojelualueiden pinta-alaa on kasvatettava liittämällä niihin vastaavasti ennallistettuja talousmetsiä.
- Jotta uhanalaistumiskehitys saadaan käännettyksi, lahopuumäärien olennainen kasvattaminen talousmetsissä on välttämätöntä. Nykyisten metsäluonnonhoito-ohjeiden vaikutuksia selvittäneiden tutkimusten perusteella keskimääräiset lahopuun määrät eivät kuitenkaan toistaiseksi ole olennaisesti kasvaneet talousmetsissä.
- Koska lahopuun määrän ja siitä riippuvaisen lajiston lajirunsauden suhteen havaittiin olevan käyräviivainen, pienet lahopuumäärän lisäykset kylläkin nostavat lajirunsautta suhteellisesti eniten silloin, kun lahopuuta on alun perin vähän, mutta kasvu koostuu pääasiassa yleisistä lajeista, joiden populaatiot selviävät talousmetsämaisemassa joka tapauksessa. Vaateliaampien ja heikommin leviävien lajien populaatiot eivät hyödy käytännössä lainkaan sellaisesta lahopuun lisäyksestä, jossa kaikkialle pyritään aikaansaamaan vähän enemmän lahopuuta. Sen sijaan saman kokonaislahopuumäärän jättäminen keskitetysti huomattavasti isompina määrinä tietyille alueille hyödyttää vaateliaita lajeja paljon enemmän (ks. Hanski 2000, myös painossa *Annales Zoologici Fennici* -sarjassa). Erityisen suuri hyöty lahopuun lisäyksestä on sellaisilla alueilla, joilla on ennestäänkin paljon lahopuuta ja mahdollisesti hyvä lahopuujatkumo. Talousmetsien erilaisista luontokohteista voi ajan myötä muodostua tällaisia kohteita. Tämän suuntaisia suosituksia on jo annettukin, osittain jättopuiden metsänhoidolle aiheuttamien haittojen vuoksi (esim. Niemelä ja Arnkil 1997, Arnkil ja Niemelä 1998, ks. myös Hazell ja Gustafsson 1999). Hakkuissa säästettyjen luontokohteiden pinta-alaosuudet ovat kuitenkin olleet pieniä, n. 2,7–7,6 % vuosittaisesta hakkuupinta-alasta eri omistajaryhmien metsissä, ja suuressa osassa kohteita on toteutettu harvennushakkuuta, ja toisaalta osa kohteista on luonnostaan niukkapuustoisia. Näiden kohteiden rajausperusteita on muutettava, ja niiden hakkuista tulee pidättäytyä lahopuujatkumon synnyn turvaamiseksi. Tällaisten lahopuukeskittymien sijainti lähellä suojelualueita ensinnäkin kasvattaa suojelualueiden efektiivistä kokoa ja toisekseen voi parantaa lajien leviämismahdollisuuksia ja saattaa vähentää siten paikallisen sukupuuton todennäköisyyttä (Huxel ja Hastings 1999, Hanski 2000, Martikainen 2000b, Martikainen ym. 2000a, Siitonen 2000). Tämän tyyppisen ennallistamisen on mallintamistutkimuksissa osoitettu olevan lajiston elpymisen kannalta huomattavan paljon tehokkaampaa ja nopeampaa kuin silloin, kun ennallistamiskohteet sijoitetaan satunnaisiin paikkoihin (Huxel ja Hastings 1999, Hanski 2000).

5.2 Lahopuun jatkumo

Kullekin lahopuusta riippuvaiselle lajille sopivat lahopuut ovat laikuittain esiintyvä resurssi, joka on jatkuvassa muutostilassa. Jotta lajien populaatiot säilyisivät metsikössä, yksilöiden on kyettävä asuttamaan uusia sopivia lahopuita sitä mukaa, kun vanhat käyvät elinkelvottomiksi. Tutkimustulokset osoittivat, että sopivien lahopuiden tiheyden vähennyttyä metsikössä vaateliaimmat lajit taantuivat ja hävisivät ensimmäiseksi. Niin ikään sopivan lahopuun saatavuudessa – lahopuu-jatkumossa – ollut katkos vaikutti lajien esiintymiseen. Mikäli näiden lajien populaatioita on maisematasolla liian harvassa, lajien leviäminen metsiköiden välillä ei riitä kompensoimaan paikallisia sukupuuttoja, ja lajit häviävät vääjäämättä myös alueellisesti.

- Suojelualueilla vaatelioiden lajien populaatioiden säilyvyyttä voidaan edistää mahdollistamalla jatkuva uuden lahopuun syntyminen etenkin luonnonsukessioita tukemalla ja ennallistamalla talousmetsiä luonnontilaisen kaltaiseksi. Suurilla suojelualueilla tämä on mahdollista hallittujen metsäpalojen avulla. Pienillä suojelualueilla on mahdollista turvata vain kaikkein yleisimpien lahopuutyyppejen jatkumo. Esimerkiksi pohjoisruotsalaisissa kuusivaltaisissa luonnonsuometsissä syntyi keskimäärin yksi katkennut puu hehtaarille vuodessa, mutta samaan keskimäärin yhteen juurineen kaatuneeseen puuhun vuodessa tarvittiin peräti 10–12 ha pinta-ala (Söderström ja Jonsson 1992). Lisäksi eri vuosien välinen vaihtelu näiden lahopuiden syntynopeudessa oli hyvin suurta. Pienten suojelualueiden polttaminen saattaa hävittää joidenkin lajien populaatiot alueelta kokonaan, joten metsän polttaminen tulee kyseeseen vain riittävän suurilla suojelualueilla. Harvinaisimpien lahopuutyyppejen jatkuva saatavuus edellyttää paljon suurempia pinta-aloja. Pieniin suojelualueisiin tulisikin pyrkiä liittämään poltettuja nuorempia metsiä suojelualueiden ympäriltä (Martikainen 2000b). Myös muut metsäpaloalat tulisi saada mahdollisuuksien mukaan suojelun piiriin – erityisesti, jos ne sijaitsevat lähellä olemassa olevia suojelualueita.
- Tulosten perusteella voidaan sanoa, että uusien metsäluonnonhoitosuositusten ohjeet hakkuualoille jätettävistä jätöpuista, jotka tarjoavat myöhemmin kuoltuaan resursseja lahopuulajistolle, ovat oikean suuntaiset. Ne eivät kuitenkaan määrällisesti riitä turvaamaan lahopuun jatkuvaa saatavuutta vaateliaille lahopuulajeille. Lahopuulajien populaatioiden säilyvyyden turvaaminen edellyttää suurempien jätöpuuryhmien säästämistä hakkuissa ja metsäluonnon arvokkaiden kohteiden jättämistä talouskäytön ulkopuolelle, jolloin näistä kohteista voi ajan myötä muodostua lahopuukeskittymiä.
- Edelleen näiden lajien elinehtojen turvaamiseksi olisi pyrittävä muuttamaan metsän hyönteis- ja sienituhojen torjunnasta säädetyn lain (Ma 612L metsän hyönteis- ja sienituhojen torjunnasta 1.7.1991) nojalla annettuja määräyksiä (maa- ja metsätalousministeriön päätös N:o 1397 metsän hyönteis- ja sienituhojen torjunnasta 28.11.1991) siten, että talousmetsissä sallittaisiin paikallisesti suurempiakin lahopuumääriä. Lain mukaan myrskyn, lumen, metsäpalon tai muun tuhonaiheuttajan vahingoittamat havupuut on poistettava metsästä, jos metsässä on niitä merkittävästi. Maa- ja metsätalousministeriön määräyksen mukaan taimikkovaiheen ohittaneesta metsästä on poistettava vahingoittuneet (tuoreet) havupuut, jos niitä on hehtaaria kohden enemmän kuin 10 prosenttia puuston runkoluvusta tai yksi taikka useampi vähintään 20 vahingoittuneen havupuun ryhmä. Myöskään hakkuualueille ei päätöksen mukaan saa jättää yli kymmentä kuutiometriä (tuoretta) havulahopuuta tyveyksinä, muina rungonosina tai hakkuutähteinä. Kuitenkin juuri tällaisten lahopuukeskittymien synty tulisi turvata talousmetsissä, jotka koko laajuudessaan ovat vaateliaan lahopuusta riippuvaisen lajiston populaatio-

dynaamista nielualuetta. Mainittu maa- ja metsätalousministeriön päätös ja luonnon monimuotoisuuden turvaamiseen liittyvät lait ovat täten ristiriidassa.

5.3 Lahopuun laatu

Suomen uhanalaisten lahopuselkärangattomien elinympäristövaatimukset tulisi selvittää pikimmiten. Ruotsin vastaavan selvityksen ja muiden tutkimustulosten perusteella vain osa uhanalaisista lahopuselkärangattomista vaatii varjoisia (9 % lajeista Ruotsissa) tai puolivarjoisia (9 %) metsiä. Yli puolet lajeista menestyy myös avoimissa olosuhteissa, ja viidenes lajeista vaatii niitä. Tällaiset myös avoimissa ympäristöissä menestyvät lajit ovat uhanalaistuneet sekä talousmetsien lahopuumäärien romahduksen että vanhojen runsaslahopuisten luonnonmetsien hävittämisen vuoksi.

- Nämä tulokset osoittavat, että Suomen luonnonmetsien suojelupolitiikassa täytyy vanhojen metsien suojelun järjestämisen lisäksi panostaa erittäin voimakkaasti nuorten luonnonmetsien synnyttämiseen sekä keinotekoisesti (polttamalla talousmetsiä pystyyn) että pyrkimällä suojelemaan metsäpaloaloja ja muiden häiriöiden aikaansaamia lahopuukeskittymiä. Kiireellisintä tämä on Etelä-Suomessa ja tuoreilla kankailla, jotka kuusettuvat nopeammin kuin pohjoiset ja karummat kankaat. Etelä-Suomessa ja tuoreilla kankailla valoisten olosuhteiden lahopuulajiston menestyminen riippuu riittäviä valoaukkoja tuottavien häiriöiden esiintymisestä. Nuorten luonnonmetsäalueiden sijoittaminen nykyisten vanhojen luonnonmetsien läheisyyteen on perusteltua mm. siksi, että todennäköisesti myös valoisten sukkessiovaiheiden lahopuulajiston viimeiset potentiaaliset elinpaikat ovat vanhojen luonnonmetsien reunoissa ja aukkopaikoilla, sillä talousmetsissä ei lahopuuta juuri ole. Lisäksi uudet kehittyvät luonnonmetsät edistävät lajien leviämismahdollisuuksia metsiköstä toiseen, mikä on populaatioiden pitkän aikavälin säilymiselle välttämätöntä.
- Niin ikään nämä tulokset osoittavat, että missä tahansa ympäristössä jättöpuut ovat potentiaalisia elinpaikkoja myös uhanalaisille lahopuulajeille, ja nykyisten metsähoitosuosittelujen ohjeet jättää hakkuissa puuta lahoamaan tarjoaa lisää resursseja näille lajeille.

Yleisimmät metsäpuulajimme kuusi, mänty, koivu ja haapa osoittautuivat suunnilleen yhtä tärkeiksi puulajeiksi uhanalaiselle lahopuulajistolle.

- Tämä tulos korostaa kaikenlaisen lahopuun merkitystä talousmetsissä, vaikka metsäluonnonhoito-ohjeissa lehtipuun merkitystä onkin korostettu. Lahopuulajiston populaatioiden säilyminen edellyttää eri puulajien jatkuvaa saatavuutta metsämaisematasolla. Tämä edellyttää luonnonsuksessioiden ylläpitoa suojelualueilla, sillä metsäpalojen puute on parhaillaan johtamassa viimeisten vanhojen luonnonmetsien kuusettumiseen. Näin varsinkin metsäpalojen ylläpitämien pioneeripuulajien männyn, koivun ja haavan lahopuulajisto on metsätalouden aiheuttaman uhanalaistumisen lisäksi uhanalaistumassa edelleen suojelualueiden metsäpalodynamiikan puutteen vuoksi erityisesti Etelä-Suomessa ja tuoreilla kankailla. Erityisesti haavan uudistumisen onnistumiseen on kiinnitettävä huomiota hirvikantoja säätelemällä. Haavan suosimista metsänhoidossa puoltaa myös sen harvinaisuus verrattuna muihin mainittuihin puulajeihin.

Uhanalaiset lajit vaativat erityisen monessa tapauksessa järeitä lahopuita sekä pitkälle lahonneita puita.

- Järeän jättöpuun riittävällä tarjonnalla talousmetsiinkin on mahdollista luoda vaatelioidenkin lajien tarvitsema lahoppuujatkumo paikoitellen jättöpuita keskittämällä. Talousmetsissä lyhyet kiertoajat estävät järeän lahoppuun synnyn, mutta riittävän suuret jättöpuuryhmät ja arvokkaiden luontokohteiden rauhoittaminen harvennushakkuilta mahdollistavat jossain määrin tällaisen lahoppuun synnyn.
- Nämä tulokset puoltavat useita viimeaikaisten uusien metsänhoitosuositusten ohjeita, mm. järeiden puiden jättämistä hakkuissa, joskaan suosituksissa ei kuitenkaan ole riittävästi korostettu kaikenlaisen lahoppuun merkitystä. Painotus on ollut voimakkaasti lehtipuissa. Talousmetsien ikääntyminen (esim. pidennetyn kiertoajan vuoksi) ei tulosten mukaan sinänsä muuta niitä lahoppuukovakuoriaislajiston kannalta luonnonmetsien kaltaisiksi, koska niistä puuttuu alun perinkin olennaisia luonnonmetsän piirteitä, kuten lahoppuujatkumo ja lehtipuusekoitus. Täten esimerkiksi luonnonsuojelualueisiin sisältyviä ja rajautuvia vanhoja talousmetsiä tulee ennallistaa luonnonmetsiksi mm. hallittujen metsäpalojen avulla.

5.4 Metsämaisema ja lajien uhanalaistuminen

Lahoppuusta riippuvaisen lajiston uhanalaistuminen kehitys on tulosten perusteella ennen kaikkea metsämaisematason kysymys. Jotta lajien populaatiot säilyisivät metsämaisemassa, yksilöiden leviämisen metsiköiden välillä on oltava riittävä, jotta se kompensoisi yksittäisissä metsiköissä tapahtuvat satunnaiset paikalliset sukupuutot. Kun luonnonmetsien pinta-ala ja lahoppuun määrä pienenevät alueellisesti alle kriittisen rajan, luonnonmetsistä ja lahoppuusta riippuvaisen lajien populaatiokoot alkavat pienentyä nopeammin kuin pelkän pinta-alan vähenemisen perusteella voisi odottaa – populaatioissa näkyvät pirstoutumisen vaikutukset. Lajien häviäminen tapahtuu viiveellä, eli syntyy sukupuuttovelkaa. Mikäli elinympäristön (luonnonmetsien ja/tai lahoppuun) määrä on vähentynyt kriittisen kynnsarvon alapuolelle, lajien häviäminen jatkuu, vaikka elinympäristön määrä ei enää vähenisikään. Tätä ennustetta tukee havainto, että alueellisesti hävinneiden kangas- metsien kovakuoriaislajien osuus kaikista uhanalaisista on suurin Etelä-Suomessa – 71 % hemiborealisella, 28 % eteläborealisella ja 20 % keskiborealisella vyöhykkeellä – alueella, jossa metsätalous on ollut voimaperäisintä ja jossa luonnonmetsien pinta-alaosuus on käynyt olemattoman pieneksi. Tulokset osoittavat kiistatta, että luonnonmetsien pinta-alan ja metsämaiseman lahoppumäärän romahdettua lahoppulajit häviävät vaatelioidenkin lajeista alkaen ensin talousmetsistä ja ajan mittaan myös luonnonmetsäpirstaleista. Tämä kehitys on pisimmällä kauimmin heikkolaatuisina olleissa talousmetsämaisemissa ja niiden luonnonmetsäpirstaleissa.

- Lahoppulajiston populaatioiden elinvoimaisuuden palauttamiseksi luonnonmetsien osuutta on kasvatettava alueellisella tasolla ja lahoppuun määrää kasvatettava talousmetsissä uusien sukupuuttojen estämiseksi. Tehokkaimmin tämä tapahtuu ennallistamalla, esimerkiksi liittäen pystyynpoltettuja talousmetsiä suojelualueverkkoon ja suojelemalla metsäpaloaloja. Näiden ennallistamiskohteiden sijainti olemassa olevien luonnonmetsien läheisyydessä kasvattaa luonnonmetsien efektiivistä kokoa ja vähentää lajien sukupuuttoriskiä.
- Luonnonmetsien yhdistyvyyttä on parannettava siten, että lahoppueliöiden leviämismahdollisuuksia parannetaan lisäämällä järeiden jättöpuiden määrää paikallisesti luonnonmetsien välisten talousmetsäalueiden hakkuissa. Li-

säksi talousmetsissä tulisi jättää hakkuiden ulkopuolelle sellaiset kohteet, joilla on säilynyt luonnonmetsien piirteitä kuten runsaasti eri-ikäistä lahoppuuta. Tällaisia ovat esim. metsiköt, joissa on myrskyn, metsäpalon tai tulvan jäljiltä runsaasti kuollutta puuta. Talousmetsien arvokkaat luontokohteet voivat ajan myötä muodostua tällaisiksi runsalahoppuisiksi kohteiksi, mutta niiden osuus hakkuiden pinta-aloista on ollut pieni osittain maksimipinta-alakriteerin soveltamisen, osittain luontotyyppien alueellisesta yleisyydestä riippuvan edustavuuskriteerin soveltamisen vuoksi kohteiden rajaamisessa. Lisäksi osassa luontokohteita on toteutettu harvennushakkuita. Koska luonnonmetsien osuus metsämaasta erityisesti Etelä-Suomessa on häviävän pieni, talousmetsien luontokohteiden verkoston merkitys saattaa paikallisesti olla suuri, joten näiden kohteiden valintakriteereitä ja rajauserusteita on syytä tarkistaa. Samoin näiden kohteiden käsittelyohjeita on muutettava niin, että niillä pidättäydyttäisiin kokonaan hakkuista, koska vain näin voidaan turvata lahoppuujatkumon syntyminen. Osalla kohteita harvennukset ovat perusteltuja haluttaessa estää kuusettuminen lajiston säilyttämisen nimissä, mutta tällöinkin kaadetut rungot tulisi jättää korjaamatta. Talousmetsien arvokkaiden luontokohteiden tarkempi tutkimus lahoppuun ja lahoppuueliöiden esiintymisen kannalta on kiireellinen tehtävä. Erityisen tärkeää on seurata, missä määrin näistä kohteista muodostuu edellä esitetyn kaltaisia lahoppuukeskittymiä.

- Laajoja alueita koskevilla metsätaloussuunnitelmilla (esimerkiksi Metsähallituksen alue-ekologisilla suunnitelmilla) voidaan parhaiten parantaa lajien leviämismahdollisuuksia luonnonmetsiköiden välillä. Vain riittävän dispersaali- ja kolonisointimahdollisuuden turvaaminen säilyttää lajit alueellisesti. Myös talousmetsien ennallistamistoiminnassa dispersaalinäkökohtien huomioon ottaminen tehostaa ja nopeuttaa lajiston elpymistä huomattavasti.

Etelä-Suomen suojeltu metsäpinta-ala on niin pieni – noin 1 % metsämaan pinta-alasta –, että edes sen kymmenkertaistaminen ei nykytiedon perusteella riittäisi estämään lahoppuusta riippuvaisen lajiston sukupuuttoaaltoa, mikäli nämä lajit olisivat täysin riippuvaisia suojelualueverkosta tilanteessa, jossa talousmetsät olisivat niille täysin elinkelvottomia. Suojeltujen runsalahoppuisten metsien osuus metsämaan pinta-alasta on vielä huomattavasti tätäkin pienempi. Vain 0,02 % (19 km²) hemi- ja eteläboreaalisen metsäkasvillisuusvyöhykkeen metsämaan pinta-alasta on potentiaalisesti luonnontilaisen kaltaista suojeltua vanhaa metsää. Etelä-Suomen suojelualueverkon metsien laatu on ilman ennallistamistoimenpiteitä kaiken kaikkiaan hyvin heikko: lahoppuun määrä on suojellulla metsämaalla keskimäärin vain 7,5 m³/ha, mikä on alle 10 % luonnontilaan verrattuna. Lahoppuusta riippuvaisen lajiston sukupuuttoaaltoa tulee tämän vuoksi jatkumaan myös suojelualueverkon sisällä, ellei lahoppumääriä saada nopeasti kasvatetuksi. Tämän vuoksi suojelualueverkon laajentamisen ja kehittämisen lisäksi myös talousmetsien laatua lahoppuueliöstölle on parannettava huomattavassa määrin. Mitä pidempään näiden toimenpiteiden toteuttamista viivytetään, sitä useampi laji ehtii hävitä ja sen vaikeammaksi ja kalliimmaksi metsäluonnon ennallistaminen tulee. Ennallistamiseen on ryhdyttävä viipymättä laajassa mittakaavassa.

Kiitokset

Tässä työssä kerätyt uudet lahopuu- ja lahopuukovakuoriaisaineistot on kerätty pitkälti ympäristöministeriön rahoituksella. Kiitän erityisesti tässä raportissa esiteltujen yhteistutkimusten tutkimusryhmien jäseniä, joiden yhteisponnistelujen tuloksena tässä työssä referoidut tutkimukset ovat olleet mahdollista toteuttaa ja joiden kanssa vuosien varrella käydyt keskustelut ovat vaikuttaneet tämän raportin muotoutumiseen. Näitä henkilöitä ovat Juha Siitonen, Petri Martikainen, Lauri Kaila, Josef Rauh, Pekka Niemelä, Yrjö Haila, sekä uudemmissa tutkimushankkeissa lisäksi Pia Lindström, Mervi Koskela, Päivi Korhonen, Minttu Sallinen ja Esa Taimioja. Myös Raimo Virkkalan ja Seppo Tuomisen kanssa käydyt keskustelut ovat vaikuttaneet näkemyksiini. Kiitän myös niitä lukuisia henkilöitä, jotka ovat myötävaikuttaneet tutkimushankkeiden onnistumiseen moninaisin tavoin Suomen ympäristökeskuksessa, Metsähallituksessa, Metsäkeskus Tapiossa, Metsäntutkimuslaitoksessa, Uudenmaan ympäristökeskuksessa, Pirkanmaan ympäristökeskuksessa, Ystävyydenpuiston tutkimuskeskuksessa, Kurun metsäoppilaitoksessa sekä Timo Kuuluvaisen ja Ilkka Hanskin johtamissa Suomen Akatemian tutkimushankkeissa. Lopuksi kiitän käsikirjoitusta kommentoineita Ilpo Hanskia, Risto Heikkistä, Harry Helmisaarta, Matti Koivulaa, Päivi Korhosta, Mervi Koskelaa, Ilpo Mannerkoskea, Petri Martikaista, Pekka Niemelää, Matti Punttilaa, Heikki Toivosta ja Raimo Virkkalaa.

Kirjallisuus

- Andersson, L. I. & Hytteborn, H. 1991. Bryophytes and decaying wood: a comparison between managed and natural forest. *Holarctic Ecology* 14(2): 121-130.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71(3): 355-366.
- Andrén, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletins* 46: 171-181.
- Andrén, H. 1999. Habitat fragmentation, the random sample hypothesis and critical thresholds. *Oikos* 84(2): 306-308.
- Andrén, H. & Angelstam, P. 1993. Moose browsing on Scots pine in relation to stand size and distance to forest edge. *Journal of Applied Ecology* 30(1): 133-142.
- Andrén, H., Delin, A. & Seiler, A. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. *Oikos* 80(1): 193-196.
- Angelstam, P. 1997. Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity. *Ecological Bulletins* 46: 140-170.
- Angelstam, P. & Pettersson, B. 1997. Principles of present Swedish forest biodiversity management. *Ecological Bulletins* 46: 191-203.
- Annala, E. & Petäistö, R.-L. 1978. Insect attack on windthrown trees after the December 1975 storm in Western Finland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 94(2): 1-24.
- Arnkil, R. & Niemelä, H. 1998. Metsäluonnon hoito hakkuissa ja metsänuudistamisessa 1997. Helsinki, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 13 + 11 s.
- Austrå, Ø., Annala, E., Bejer, B. & Ehnström, B. 1983. Insect pests in forests of the Nordic countries 1977-1981. *Fauna norvegica Series B* 31: 8-15.
- Bader, P., Jansson, S. & Jonsson, B. G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation* 72(3): 355-362.
- Bender, D. J., Contreras, T. A. & Fahrig, L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79(2): 517-533.
- Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12(2): 380-389.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology* 8(3): 718-731.
- Biström, O. 1990. Coleoptera and Heteroptera in a natural forest in Mäntyharju (Southern Finland). *Notulae Entomologicae* 58: 95-100.
- Biström, O. & Vilkamaa, P. (toim.). 1992. Pohjois-Espoon metsien selkärangattomat 1989-1990. Helsinki, Helsingin Yliopisto, Eläimuseo. 48 s. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 1/92.
- Biström, O. & Väisänen, R. 1988. Ancient forest invertebrates of the Pyhän-Häkki national park in Central Finland. 1-69 s. *Acta Zoologica Fennica* 185.
- Christiansen, E. 1969. Insect pests in forests of the Nordic countries 1961-1966. *Norsk entomologisk Tidskrift* 17: 153-158.
- Cornelius, C., Cofre, H. & Marquet, P. A. 2000. Effects of habitat fragmentation on bird species in a relict temperate forest in semiarid Chile. *Conservation Biology* 14(2): 534-543.
- Davies, K. E., Margules, C. R. & Lawrence, J. E. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81(5): 1450-1461.
- Davies, K. F. & Margules, C. R. 1998. Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology* 67(3): 460-471.
- Debinski, D. M. & Holt, R. D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- Dettki, H., Edman, M., Esseen, P.-A., Hedenäs, H., Jonsson, B. G., Kruys, N., Moen, J. & Renhorn, K.-E. 1998. Screening for species potentially sensitive to habitat fragmentation. *Ecography* 21(6): 649-652.
- Didham, R. K. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* 116(3): 397-406.

- Didham, R. K., Ghazoul, J., Stork, N. E. & Davis, A. J. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11(6): 255-260.
- Didham, R. K., Hammond, P. M., Lawton, J. H., Eggleton, P. & Stork, N. E. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68(3): 295-323.
- Edenius, L. & Sjöberg, K. 1997. Distribution of birds in natural landscape mosaics of old-growth forests in northern Sweden: relations to habitat area and landscape context. *Ecography* 20(5): 425-431.
- Ehnström, B., Bejer, B., Löyttyniemi, K. & Tvermyr, S. 1974. Insect pests in forests of the Nordic countries 1967-1971. *Suomen Hyönteistieteellinen Aikakauskirja* 40(1): 37-47.
- Ehnström, B., Långström, B. & Hellqvist, C. 1995. Insects in burned forests – forest protection and faunal conservation (preliminary results). *Entomologica Fennica* 6(2-3): 109-117.
- Engelmark, O. 1987. Fire history correlations to forest type and topography in northern Sweden. *Annales Botanici Fennici* 24: 317-324.
- Esseen, P. A. & Renhorn, K. E. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12(6): 1307-1317.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992. Boreal forests – the focal habitats of Fennoscandia. *Julk.: Hansson, L. (toim). Ecological principles of nature conservation*. London, Elsevier. S. 252-325.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16-47.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.
- Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* 105(2-3): 273-292.
- Fahrig, L. & Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8(1): 50-59.
- Fridman, J. & Walheim, M. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131(1-3): 23-36.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91(2-3): 223-229.
- Haapanen, A. & Siitonen, P. 1978. Forest fires in Ulvinsalo strict nature reserve (In Finnish with English summary). *Silva Fennica* 12: 187-200.
- Haila, Y., Hanski, I. K., Niemelä, J., Punttila, P., Raivio, S. & Tukia, H. 1994. Forestry and the boreal fauna: matching management with natural forest dynamics. *Annales Zoologici Fennici* 31(1): 187-202.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. *Alue-ekologinen suunnittelu*. Vantaa, Metsähallitus. 55 s. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja nro 3/1996.
- Halme, E. & Niemelä, J. 1993. Carabid beetles in fragments of coniferous forest. *Annales Zoologici Fennici* 30(1): 17-30.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396(6706): 41-49.
- Hanski, I. 1999a. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* 87(2): 209-219.
- Hanski, I. 1999b. Sukupuuttovelkaa on liikaa. *Helsingin Sanomat* 9.1.1999.
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit: consequences of habitat loss and restoration in boreal forests. *Julk.: Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. (toim). Disturbance dynamics in boreal forests. Restoration and management of biodiversity*. Kuhmo, Finland, August 21-25, 2000. S. 4.
- Hansson, L., Söderström, L. & Solbreck, C. 1992. The ecology of dispersal in relation to conservation. *Julk.: Hansson, L. (toim). Ecological principles of nature conservation*. London, UK, Elsevier. S. 162-200.
- Harrison, S. & Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22(5): 225-232.
- Harrison, S. & Fahrig, L. 1995. Landscape pattern and population conservation. *Julk.: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (toim). Mosaic landscapes and ecological processes*. London, Chapman & Hall. S. 293-308.

- Harrison, S. & Taylor, A. D. 1997. Empirical evidence for metapopulation dynamics. *Julk.: Hanski, I. A. & Gilpin, M. E. (toim). Metapopulation dynamics: ecology, genetics and evolution. San Diego, Academic Press. S. 27-42.*
- Hazell, P. & Gustafsson, L. 1999. Retention of trees at final harvest – evaluation of a conservation technique using epiphytic bryophyte and lichen transplants. *Biological Conservation* 90(2): 133-142.
- Hedenås, H. & Ericson, L. 2000. Epiphytic macrolichens as conservation indicators: successional sequence in *Populus tremula* stands. *Biological Conservation* 93(1): 43-53.
- Heikinheimo, O. 1915. Kaskiviljelyn vaikutus Suomen metsiin. *Acta Forestalia Fennica* 4: 1-264 + 149 liitesivua.
- Heikkilä, R. 1990. Effect of plantation characteristics on moose browsing on Scots pine. *Silva Fennica* 24(4): 341-352.
- Heikkilä, R. 1991. Moose browsing in a Scots pine plantation mixed with deciduous tree species. *Acta Forestalia Fennica* 224: 1-13.
- Heikkilä, R. & Härkönen, S. 1993. Moose (*Alces alces* L.) browsing in young Scots pine stands in relation to the characteristics of their winter habitats. *Silva Fennica* 27(2): 127-143.
- Heikkinen, R. K., Virkkala, R. & Toivonen, H. 1999. Luonnonsuojelualueverkon edustavuus: ekologiset perusteet ja arviointimenetelmät. *Luonnon tutkija* 103(4): 120-134.
- Herben, T., Rydin, H. & Söderström, L. 1991. Spore establishment probability and the persistence of the fugitive invading moss, *Orthodontium lineare*: a spatial simulation model. *Oikos* 60(2): 215-221.
- Herben, T. & Söderström, L. 1992. Which habitat parameters are most important for the persistence of a bryophyte species on patchy, temporary substrates. *Biological Conservation* 59: 121-126.
- Huxel, G. R. & Hastings, A. 1999. Habitat loss, fragmentation, and restoration. *Restoration Ecology* 7(3): 309-315.
- Hylander, K. 2000. Using bryophytes in evaluation of stream buffer strips in managed boreal forests. *Julk.: Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. (toim). Disturbance dynamics in boreal forests. Restoration and management of biodiversity. Kuhmo, Finland, August 21-25, 2000. S. 23.*
- Högberg, N. & Stenlid, J. 1999. Population genetics of *Fomitopsis rosea* – a wood-decay fungus of the old-growth European taiga. *Molecular Ecology* 8(5): 703-710.
- Høiland, K. & Bendiksen, E. 1996. Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal coniferous forest in Sør-Trøndelag County, Central Norway. *Nordic Journal of Botany* 16(6): 643-659.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7(6): 749-764.
- Jonsson, B. G. 2000. Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 11(1): 51-56.
- Jonsson, B. G. & Dynesius, M. 1993. Uprooting in boreal forests: long-term variation in disturbance rate. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 2383-2388.
- Kaila, L., Martikainen, P. & Punttila, P. 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation* 6(1): 1-18.
- Kaila, L., Martikainen, P., Punttila, P. & Yakovlev, E. 1994. Saproxylic beetles (Coleoptera) on dead birch trunks decayed by different polypore species. *Annales Zoologici Fennici* 31(1): 97-107.
- Kehler, D. & Bondrup-Nielsen, S. 1999. Effects of isolation on the occurrence of a fungivorous forest beetle, *Bolitotherus cornutus*, at different spatial scales in fragmented and continuous forests. *Oikos* 84(1): 35-43.
- Klein, B. C. 1989. The effect of forest fragmentation on dung and carrion beetle (Scarabaeinae) communities in central Amazonia. *Ecology* 70: 1715-1725.
- Knutsen, H., Rukke, B. A., Jorde, P. E. & Ims, R. A. 2000. Genetic differentiation among populations of the beetle *Bolitophagus reticulatus* (Coleoptera : Tenebrionidae) in a fragmented and a continuous landscape. *Heredity* 84(6): 667-676.
- Koivula, M., Punttila, P., Haila, Y. & Niemelä, J. 1999. Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography* 22(4): 424-435.

- Komonen, A., Penttilä, R., Lindgren, M. & Hanski, I. 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth bracket fungus. *Oikos* 90(1): 119-126.
- Korhonen, K.-M. & Savonmäki, S. (toim.). 1997. Metsätalouden ympäristöopas. Helsinki, Metsähallitus. 130 s.
- Korhonen, K. T., Tomppo, E., Henttonen, H., Ihalainen, A. & Tonteri, T. 2000. Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1964-98. Metsätieteen aikakauskirja 2B/2000. Tampere, Metsäntutkimuslaitos, Suomen Metsätieteellinen Seura r.y. S. 337-411.
- Kotiharju, S. & Niemelä, H. 2000. Talousmetsien luonnonhoidon laadun arviointi. Seurantatiedonraportti. Porvoo, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 33 s. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion julkaisusarja 10/2000.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996. Uhanalaiset käyvät Suomessa. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. 184 s. Ympäristöopas 10.
- Kouki, J. 1993. Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä – katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. Vantaa, Metsähallitus. 88 s. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A nro 11.
- Kouki, J. & Martikainen, P. 2000. Metsäpalo auttaa uhattuja lajeja. Helsingin Sanomat 8.4.2000.
- Kruys, N. & Jonsson, B. G. 1997. Insular patterns of calicioid lichens in a boreal old-growth forest-wetland mosaic. *Ecography* 20(6): 605-613.
- Kuusinen, M. 1996a. Cyanobacterial macrolichens on *Populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland. *Biological Conservation* 75(1): 43-49.
- Kuusinen, M. 1996b. Importance of spruce swamp-forests for epiphyte diversity and flora on *Picea abies* in southern and middle boreal Finland. *Ecography* 19(1): 41-51.
- Kuusinen, M. & Penttinen, A. 1999. Spatial pattern of the threatened epiphytic bryophyte *Neckera pennata* at two scales in a fragmented boreal forest. *Ecography* 22(6): 729-735.
- Laurance, W. F. 1997. Responses of mammals to rainforest fragmentation in tropical Queensland: a review and synthesis. *Wildlife Research* 24(5): 603-612.
- Laurance, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution* 15(4): 134-135.
- Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin, D. M. J. M. & Laurance, S. G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79(6): 2032-2040.
- Lehtonen, H., Huttunen, P. & Zetterberg, P. 1996. Influence of man on forest fire frequency in North Karelia, Finland, as evidence by fire scars on Scots pines. *Annales Botanici Fennici* 33(4): 257-263.
- Linder, P. 1998. Stand structure and successional trends in forest reserves in boreal Sweden, Swedish University of Agricultural Sciences. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria* 72.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98(1): 17-33.
- Löyttyniemi, K., Austarå, Ø., Bejer, B. & Ehnström, B. 1979. Insect pests in forests of the Nordic countries 1972-1976. Helsinki, Metsäntutkimuslaitos. Institutum Forestale Fenniae. 13 s. *Folia Forestalia* 395.
- Martikainen, P. 2000a. Effects of forest management on beetle diversity, with implications for species conservation and forest protection. Joensuu. Academic dissertation, Faculty of forestry, University of Joensuu.
- Martikainen, P. 2000b. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* painossa/in press.
- Martikainen, P., Kaila, L. & Haila, Y. 1998. Threatened beetles in white-backed woodpecker habitats. *Conservation Biology* 12(2): 293-301.
- Martikainen, P., Lappalainen, H. & Simola, H. 2000b. Kaskeaminen rikastuttaa Kolin hyönteismaailmaa. *Julk.: Lovén, L. & Rainio, H. (toim). Kolin perintö – kaskisavusta kansallismaisemaan.* Helsinki, Metsäntutkimuslaitos, Geologian tutkimuskeskus.
- Martikainen, P., Penttilä, R., Kotiranta, H. & Miettinen, O. 2000a. New records of *Funalia trogii*, *Perenniporia tenuis* and *Polyporus pseudobetulinus* from Finland, with notes on their habitat requirements and conservation implications. *Karstenia* 40: Painossa, In press.

- Martikainen, P., Siitonen, J., Kaila, L. & Punttila, P. 1996. Intensity of forest management and bark beetles in non-epidemic conditions: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Journal of Applied Entomology* 120(5): 257-264.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Kaila, L., Punttila, P. & Rauh, J. 1999. Bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 116(1-3): 233-245.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. 2000c. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94(2): 199-209.
- Metsäkeskus Tapio. 1994. Luonnonläheinen metsänhoito. Metsänhoitosuositukset. Helsinki, Metsäkeskus Tapio. 72 s. Metsäkeskus Tapion julkaisu 6/1994.
- Moilanen, A. & Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79(7): 2503-2515.
- Muona, J. 1999. Trapping beetles in boreal coniferous forest – how many species do we miss? *Fennia* 177(1): 11-16.
- Muona, J. 2000. Kovakuoriaisinventointi. Julk.: Virkkala, R. & Anttila, I. (toim). Etelä-Kuusamon vanhojen metsien ja soiden luontoinventointi. Oulu, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. S. 181-191. Alueelliset ympäristöjulkaisut 153.
- Mönkkönen, M. & Reunanen, P. 1999. On critical thresholds in landscape connectivity: a management perspective. *Oikos* 84(2): 302-305.
- Ney-Nifle, M. & Mangel, M. 2000. Habitat loss and changes in the species-area relationship. *Conservation Biology* 14(3): 893-898.
- Niemelä, H. & Arnkil, R. 1997. Metsäluonnon hoito hakkuissa ja metsänuudistamisessa. Helsinki, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 12 + 11 s.
- Niemelä, H. & Kostamo, J. 1995. Metsäluonnon hoito hakkuissa ja metsänuudistamisessa. Raportti ja yhteenvetotiedot. Helsinki, Metsäkeskus Tapio. 13 + 15 s.
- Niemelä, J. 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* 115(2-3): 127-134.
- Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81(6): 1484-1499.
- Nilsson, S. G. & Baranowski, R. 1996. Changes in the Swedish distribution of click beetles (Elateridae) occurring in the boreal forest. *Entomologisk Tidskrift* 117(3): 87-101.
- Nilsson, S. G. & Baranowski, R. 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography* 20(5): 491-498.
- Ohlson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* 81(3): 221-231.
- Pajunen, T., Haila, Y., Halme, E., Niemelä, J. & Punttila, P. 1995. Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding managed forests in southern Finland. *Ecography* 18(1): 62-72.
- Peltonen, M. 1999. Windthrows and dead-standing trees as bark beetle breeding material at forest-clearcut edge. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14(6): 505-511.
- Peltonen, M. & Heliövaara, K. 1998. Incidence of *Xylechinus pilosus* and *Cryphalus saltuarius* (Scolytidae) in forest-clearcut edges. *Forest Ecology & Management* 103(2-3): 141-147.
- Peltonen, M., Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1997. Forest insects and environmental variation in stand edges. *Silva Fennica* 31(2): 129-141.
- Penttilä, R. & Kotiranta, H. 1996. Short-term effects of prescribed burning on wood-rotting fungi. *Silva Fennica* 30(4): 399-419.
- Pettersson, R. B. 1996. Effect of forestry on the abundance and diversity of arboreal spiders in the boreal spruce forest. *Ecography* 19(3): 221-228.
- Pettersson, R. B., Ball, J. P., Renhorn, K.-E., Esseen, P.-A. & Sjöberg, K. 1995. Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biological Conservation* 74(1): 57-63.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661.
- Punttila, P., Haila, Y., Niemelä, J. & Pajunen, T. 1994. Ant communities in fragments of old-growth taiga and managed surroundings. *Annales Zoologici Fennici* 31(1): 131-144.

- Päivinen, J., Suomi, T., Ahlroth, P., Hyvärinen, E., Korkeamäki, E., Mattila, J., Rintala, T. & Suhonen, J. 1999. Keski-Suomen suojeltujen vanhojen metsien hyönteiset ja käävät. Vantaa, Metsähallitus. 63 s. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A nro 100.
- Raivio, S. & Mannerkoski, I. 1997. Lohikosken lahopuu- ja kaulauskokeet. Julk.: Raivio, S. (toim). Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen toinen väliraportti: tilanne metsänkäsittelyjen jälkeen. Vantaa, Metsähallitus. S. 131-140. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 87.
- Raivio, S. & Mannerkoski, I. 1997. Kovakuoriaiset. Julk.: Raivio, S. (toim). Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen toinen väliraportti: tilanne metsänkäsittelyjen jälkeen. Vantaa, Metsähallitus. S. 55-70. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 87.
- Rassi, P. 2000. Uhanalaisten metsäkovakuoriaisten levinneisyys, esiintymishistoria ja elintavat. Julk.: Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Helsinki, ympäristöministeriö. S. 89-94. Suomen ympäristö 437.
- Rassi, P., Alanen, A., Kemppainen, E., Vickholm, M. & Väisänen, R. (toim.). 1986. Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. II Suomen uhanalaiset eläimet. Helsinki, Ympäristöministeriö. 466 s. Komiteamietintö 1985: 43.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. 1992 (toim.). Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. Helsinki, Ympäristöministeriö. 328 s. Komiteamietintö 1991:30.
- Rassi, P., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.). 2000. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Helsinki, Ympäristöministeriö. 432 s. Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä, työryhmän mietinnön esipainos.
- Rissanen, K. 1996. Luonnonhoidon seuranta 1996 ja vertailu vuosien 1994 ja 1995 tuloksiin, Metsähallitus. 15 + 24 s. Moniste.
- Rissanen, K. 1997. Luonnonhoidon seuranta, Metsähallitus. 8 + 12 s. Moniste.
- Rissanen, K. 1998. Luonnonhoidon seuranta 1998 ja vertailu vuosien 1994-1997 tuloksiin, Metsähallitus. 29 s. Moniste.
- Rissanen, K. 1999a. Luonnonhoidon seuranta 1999 ja vertailu vuosien 1994-1998 tuloksiin, Metsähallitus. 35 s. Moniste.
- Rissanen, K. 1999b. Luonnonhoidon seuranta Metsähallituksessa 1994-1998. Vantaa, Metsähallitus. 43 s. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja nro 23.
- Rosenzweig, M. L. 1995. Species diversity in space and time. New York, Cambridge University Press. 436 s.
- Rukke, B. A. 2000. Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. *Ecography* 23: 492-502.
- Rukke, B. A. & Midtgaard, F. 1998. The importance of scale and spatial variables for the fungivorous beetle *Bolitophagus reticulatus* (Coleoptera, Tenebrionidae) in a fragmented forest landscape. *Ecography* 21(6): 561-572.
- Rutanen, I. 1994a. Talaskangas-Sopenmäen metsien kovakuoriaisfauna. Julk.: Lindholm, T. & Airaksinen, O. (toim). Talaskankaan metsä- ja suoalueen luonnonsuojeluinventoinnit. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. S. 97-103. Vesi- ja Ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 177.
- Rutanen, I. 1994b. Etelä-Suomen vanhojen metsien kovakuoriaiset I. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. 80 s. Vesi- ja Ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 175.
- Rutanen, I. 1995. Etelä-Suomen vanhojen metsien kovakuoriaiset II. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. 72 s. Vesi- ja Ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 215.
- Rutanen, I. & Kashevarov, B. 1997. Coleoptera of the Nature Reserve Friendship with adjacent primeval forests. Julk.: Lindholm, T., Heikkilä, R. & Heikkilä, M. (toim). Ecosystems, fauna and flora of the Finnish-Russian Nature Reserve Friendship. Helsinki, Finnish Environment Institute. S. 257-294. *The Finnish Environment* 124.
- Saarenmaa, H. 1978. Kaarnakuoriaisten (Col., Scolytidae) esiintyminen eräässä kanadanmajavan (*Castor canadensis* Kuhl) aiheuttaman tulvan seurauksena kuolleessa metsikössä [The occurrence of bark beetles (Col., Scolytidae) in a dead spruce stand flooded by beavers (*Castor canadensis* Kuhl)]. *Silva Fennica* 12(3): 201-216.

- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. & Hanski, I. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392(6675): 491-494.
- Sevola, Y. (toim.). 1999. Metsätalastollinen vuosikirja 1999. Finnish statistical yearbook of forestry 1999. Jyväskylä, Metsäntutkimuslaitos. Finnish Forest Research Institute. 352 s. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 1999.
- Siitonen, J. 1994a. Lahopuu ja lahottajasienet kovakuoriaisten elinympäristönä. *Luonnon tutkija* 98(5): 180-185.
- Siitonen, J. 1994b. Vanhan haavikon uhanalaiset. Julk.: Snellman, V. (toim). Tutkimus metsien kestävyys ja käytön perustana. S. 87-94. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 523.
- Siitonen, J. 1994c. Decaying wood and saproxylic Coleoptera in two old spruce forests: a comparison based on two sampling methods. *Annales Zoologici Fennici* 31(1): 89-95.
- Siitonen, J. 1995. Kovakuoriaiset. Julk.: Raivio, S. (toim). Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. S. 86-90. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja A 43.
- Siitonen, J. 1998. Lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle – kirjallisuuskatsaus. Julk.: Annala, E. (toim). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Vantaa, Metsäntutkimuslaitos. S. 131-161. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705.
- Siitonen, J. 1999. Haavan merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle. Julk.: Hynynen, J. & Viherä-Aarnio, A. (toim). Haapa – monimuotoisuutta metsään ja metsätalouteen. S. 71-82. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 725.
- Siitonen, J. 2000. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* painossa/in press.
- Siitonen, J., Haila, Y., Kaila, L., Martikainen, P., Niemelä, P., Nikula, A. & Punttila, P. 2000c. Ecological determinants of invertebrate species richness in managed boreal forest landscapes. Julkaisematon käsikirjoitus. Unpublished manuscript.
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 185-191.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Kaila, L., Nikula, A. & Punttila, P. 1995. Kovakuoriaislajiston monimuotoisuus eri tavoin käsitellyillä metsäalueilla Suomessa ja Karjalan Tasavallassa. Julk.: Hannelius, S. & Niemelä, P. (toim). Monimuotoisuus metsien hoidossa. Vantaa, Metsäntutkimuslaitos. S. 43-63. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 564.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000b. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128(3): 211-225.
- Siitonen, J., Penttilä, R. & Kotiranta, H. 2000a. Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. *Ecological Bulletins* painossa/in press.
- Siitonen, J. & Saaristo, L. 2000. Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological Conservation* 94(2): 211-220.
- Siitonen, P., Mannerkoski, I. & Laurikainen, E. 1999. Muut kovakuoriaiset. Julk.: Siitonen, P. (toim). Metsien monimuotoisuuden arviointi. Osa 1: Lajisto ja metsiköiden rakenne. Vantaa, Metsähallitus. S. 91-105. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A nro 103.
- Sippola, A.-L. & Kallio, R. 1995. Species composition of beetles (Coleoptera) in different habitats within old-growth and managed forests in Finnish Lapland. *Arctic Centre Publications* 7: 201-21059-77.
- Sippola, A.-L. & Renvall, P. 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: A 40-year perspective. *Forest Ecology and Management* 115(2-3): 183-201.
- Sippola, A.-L., Siitonen, J. & Kallio, R. 1995. Faunistics of Coleoptera in subarctic pine forests in Finnish Lapland. *Entomologica Fennica* 6(4): 201-210.
- Stokland, J. N. 1999. The amount and continuity gaps of woody debris in boreal forests: effects on the species richness of wood-inhabiting fungi. *Nordic Symposium on the Ecology of Coarse Woody Debris in Boreal Forests. Abstracts from Posters and Presentations. 31 May – 3 June 1999, Kronlund Field Station, Umeå University, Umeå, Sweden.* S. 41-42.

- Stokland, J. N. 2000. Different effects of forest management on wood-inhabiting fungi in pine and spruce forests. *Julk.: Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. (toim). Disturbance dynamics in boreal forests. Restoration and management of biodiversity. Kuhmo, Finland, August 21-25, 2000. Helsinki. S. 51.*
- Stratford, J. A. & Stouffer, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13(6): 1416-1423.
- Suarez, A. V., Bolger, D. T. & Case, T. J. 1998. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal southern California. *Ecology* 79(6): 2041-2056.
- Suomi, T., Aarnivirta, A., Ahlroth, P., Huitu, O., Hyvärinen, E., Korkeamäki, E., Mattila, J., Niskanen, K., Päivinen, J., Rintala, T. & Suhonen, J. 1997. Merenkurkun vanhojen metsien lajistollinen monimuotoisuus. Vaasa, Merenkurkun Neuvosto. 46 s. Merenkurkun neuvoston julkaisut 5.
- Suominen, O. 1999. Impact of cervid browsing and grazing on the terrestrial gastropod fauna in the boreal forests of Fennoscandia. *Ecography* 22(6): 651-658.
- Suominen, O., Danell, K. & Bergström, R. 1999. Moose, trees, and ground-living invertebrates: indirect interactions in Swedish pine forests. *Oikos* 84(2): 215-226.
- Söderström, L. 1989. Regional distribution patterns of bryophyte species on spruce logs in Northern Sweden. *The Bryologist* 92(3): 349-355.
- Söderström, L. & Jonsson, B. G. 1992. Naturskogarnas fragmentering och mossor på temporära substrat [Fragmentation of old-growth forests and bryophytes on temporary substrates.]. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86(3): 185-198.
- Tabarelli, M., Mantovani, W. & Peres, C. A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91(2-3): 119-127.
- Tenhola, T. & Yrjönen, K. 1999. Metsäluonnon monimuotoisuudelle tärkeät elinympäristöt. *Kartoitus yksityismetsissä. Porvoo, Maa- ja metsätalousministeriö. 40 s. Väliraportti 1999.*
- Thunes, K. H., Midtgaard, F. & Gjerde, I. 2000. Diversity of coleoptera of the bracket fungus *Fomitopsis pinicola* in a Norwegian spruce forest. *Biodiversity and Conservation* 9(6): 833-852.
- Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K. T., Aarnio, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Ihalainen, A., Mikkilä, H., Tonteri, T. & Tuomainen, T. 1998. Etelä-Pohjanmaan metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1968-97. *Tampere, Metsäntutkimuslaitos, Suomen Metsätieteellinen Seura r.y. S. 293-374. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 2B/1998.*
- Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K. T., Aarnio, A., Ahola, A., Heikkinen, J. & Tuomainen, T. 1999a. Pohjois-Savon metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1967-96. *Tampere, Metsäntutkimuslaitos, Suomen Metsätieteellinen Seura r.y. S. 389-462. Metsätieteen aikakauskirja 2B/1999.*
- Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K. T., Aarnio, A., Ahola, A., Ihalainen, A., Heikkinen, J. & Tuomainen, T. 1999b. Keski-Suomen metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1967-96. *Tampere, Metsäntutkimuslaitos, Suomen Metsätieteellinen Seura r.y. S. 309-387. Metsätieteen aikakauskirja 2B/1999.*
- Tomppo, E., Korhonen, K. T., Henttonen, H., Ihalainen, A., Tonteri, T. & Heikkinen, J. 1999c. Kymen metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1966-98. *Tampere, Metsäntutkimuslaitos, Suomen Metsätieteellinen Seura r.y. S. 603-681. Metsätieteen aikakauskirja 3B/1999.*
- Tomppo, E., Korhonen, K. T., Ihalainen, A., Tonteri, T., Heikkinen, J. & Henttonen, H. 1999d. Ålands skogar och deras utveckling 1963-97. *Tampere, Metsäntutkimuslaitos, Suomen Metsätieteellinen Seura r.y. S. 785-849. Metsätieteen aikakauskirja 4B/1999.*
- Tomppo, E., Korhonen, K. T., Ihalainen, A., Tonteri, T., Heikkinen, J. & Henttonen, H. 2000. Skogstillgångarna inom Kustens skogscentral och deras utveckling 1965-98. *Tampere, Metsäntutkimuslaitos, Suomen Metsätieteellinen Seura r.y. S. 83-232. Metsätieteen aikakauskirja 1B/2000.*
- Trzcinski, M. K., Fahrig, L. & Merriam, G. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9(2): 586-593.
- Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33(2): 200-209.

- UPM-Kymmene Metsä. 1998. Monimuotoisuus UPM-Kymmenen metsissä. Tausta ja toimenpiteet. Valkeakoski, UPM-Kymmene Metsä. 64 s.
- Weslien, J. & Schroeder, L. M. 1999. Population levels of bark beetles and associated insects in managed and unmanaged spruce stands. *Forest Ecology and Management* 115(2-3): 267-275.
- Virkkala, R. 1987. Effects of forests management on birds breeding in southern Finland? *Annales Zoologici Fennici* 24: 281-294.
- Virkkala, R. 1996. Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet : ekologinen lähestymistapa. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. 53 s. Suomen ympäristö 16.
- Virkkala, R. & Korhonen, K. T. 2000. Suojeltujen metsien määrä ja laatu. Julk.: Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Helsinki, ympäristöministeriö. S. 131-148. Suomen ympäristö 437.
- Virkkala, R., Korhonen, K. T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Helsinki, Suomen ympäristökeskus, Metsäntutkimuslaitos. 52 s. Suomen ympäristö 395.
- Virkkala, R., Rajasärkkä, A., Väisänen, R. A., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1994. Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected forests in southern Finland? *Annales Zoologici Fennici* 31(1): 173-186.
- Virkkala, R. & Toivonen, H. 1999. Maintaining biological diversity in Finnish forests. Helsinki, Finnish Environment Institute. 56 s. Suomen ympäristö 278.
- With, K. A. & Crist, T. O. 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology* 76(8): 2446-2459.
- With, K. A., Gardner, R. H. & Turner, M. G. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78(1): 151-169.
- With, K. A. & King, A. W. 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13(2): 314-326.
- Väisänen, R., Biström, O. & Heliövaara, K. 1993. Sub-cortical Coleoptera in dead pines and spruces: is primeval species composition maintained in managed forests? *Biodiversity and Conservation* 2: 95-113.
- Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92(1): 73-83.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos* 29: 22-32.
- Ås, S. 1999. Invasion of matrix species in small habitat patches. *Conservation Ecology* [online] 3(1).
- Økland, B. 1994. Mycetophilidae (Diptera), an insect group vulnerable to forestry practices? A comparison of clearcut, managed and semi-natural spruce forests in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 3(1): 68-85.
- Økland, B. 1996. Unlogged forests: important sites for preserving the diversity of mycetophilids (Diptera: Sciaroidea). *Biological Conservation* 76(3): 297-310.
- Økland, B., Bakke, A., Hågvar, S. & Kvamme, T. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 5(1): 75-100.
- Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A.-L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27(8): 1198-1206.

Raimo Virkkala¹ ja Ari Rajasärkkä²

Suojelualueverkon merkitys havu- ja sekametsien lintulajistolle

¹ Suomen ympäristökeskus, Luonto- ja maankäyttöyksikkö, PL 140, 00251 Helsinki

² Metsähallitus, Pohjanmaan–Kainuun luontopalvelut, PL 81, 90101 Oulu

HELSINKI 2000

Tiivistelmä

Luonnonsuojelualueverkon keskeinen tehtävä on lajistollisen monimuotoisuuden ylläpitäminen. Tässä työssä tutkitaan sitä, miten hyvin suojelualueiden avulla voidaan turvata metsien lintulajistoamme. Tavoitteena on selvittää, miten erilaisen levinneisyyden omaavat lajit esiintyvät suojelualueverkossa ja mikä on lajien populaatiotiheys tässä alueverkossa maan eri osissa. Suojelualueiden tulisi sijaita sekä alueellisesti optimaalisesti (eli eri lajien keskeisillä levinneisyysalueilla) että lajien optimaalisilla habitaateilla.

Tutkimuksessa tarkasteltiin 32 lajia, jotka esiintyvät havu- tai sekametsissä. Mukana oli mm. useita uhanalaisia lajeja (esim. maakotka *Aquila chrysaetos*, harmaapäätikka *Picus canus*, pikkusieppo *Ficedula parva*), vanhoja metsiä suosivia lajeja (esim. pohjantikka *Picoides tridactylus*, sinipyrstö *Tarsiger cyanurus*, idänuunilintu *Phylloscopus trochiloides*), taantuneita lajeja (esim. metso *Tetrao urogallus*, lapintäinen *Parus cinctus*, töyhtötiainen *P. cristatus*), mutta ei metsälinnuston runsaimpia, monilla ympäristötyypeillä esiintyviä generalistilajeja. Tutkimus perustui suojelualueilla ja suojeluohjelmien kohteilla vuosina 1981–97 tehtyihin alueellisesti edustaviin linjalaskentoihin, joiden kokonaispituus oli 8 800 km. Suojelualueita ja -ohjelmien kohteita, joissa lintulaskentoja tehtiin, oli kaikkiaan 487, ja niiden kokonaisala oli noin 80 % suojelualueiden ja -ohjelmien kokonaisalasta. Suojelualueiden lintulaskenta-aineistoa tarkasteltiin yhtenäiskoordinaatiston 100 x 100 km:n lohkoissa.

Tutkituista lajeista 17 oli keskittynyt Suomen eteläpuoliskon ja yhdeksän pohjoispuoliskon suojelualueille. Neljän lajin tiheydet (esim. metso, pohjantikka) olivat korkeimmat Väli-Suomessa eli Etelä-Suomen pohjoisosissa ja Pohjois-Suomen eteläosissa. Kahden lajin runsaus suojelualueverkossa ei eronnut maan etelä- ja pohjoisosissa. Kahdeksan lajin tiheydet olivat maan itäosan suojelualueilla merkitsevästi korkeampia kuin länsiosan, eikä yksikään laji ollut runsaampi maan länsiosan suojelualueilla. Pohjoisten lajien populaatioista keskimäärin noin kolmanneksen arvioitiin olevan suojelualueilla, mutta eteläisten lajien alle 10 %.

Nykyinen suojelualueverkko on edustava vain niille lajeille, joiden levinneisyyden painopiste on pohjoisborealisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä. Sen sijaan suojelualueverkon avulla ei voida riittävästi turvata lajistoa, joka on keskittynyt hemi-, etelä- tai keskiborealiselle vyöhykkeelle. Tulokset korostavat maan etelä- ja itäosien metsien suojelun merkitystä metsälintupopulaatioiden säilyttämiselle.

Sisällys

1	<i>Johdanto</i>	101
2	<i>Aineisto ja menetelmät</i>	102
	2.1 Tutkimusalueet	102
	2.2 Lintulaskennat.....	104
3	<i>Tulokset</i>	109
4	<i>Tulosten tarkastelu</i>	120
	<i>Kiitokset</i>	123
	<i>Kirjallisuus</i>	124

Johdanto

Suojelualueverkon keskeinen tehtävä on lajistollisen monimuotoisuuden ylläpitäminen. Suojelualueverkon tulisi olla alueellisesti edustava, ja sen tulisi turvata erityisesti uhanalaisten ja taantuneiden lajien elinvoimaisten populaatioiden säilyminen. Lajien ja ekologisten lajiryhmien tulisi kuitenkin olla myös niin runsaita, että niiden funktionaalinen merkitys ekosysteemissä säilyy (Virkkala 1996).

Esimerkiksi käpytikka *Dendrocopos major* on kololinnuille ja muille kolopesijöille hyvin keskeinen, sillä se tekee suuren osan luonnonkoloista, mm. liito-oravan *Pteromys volans* pesät sijaitsevat yleensä käpytikan kaivamissa, sen entisissä pesä- tai yöpymiskoloissa (Hanski ym. 2000). Käpytikka on yleinen talousmetsissä, mutta se suosii Etelä-Suomessa vanhoja metsiä (Virkkala ym. 1994). Kolopesijöiden esiintymiseen vaikuttaa todennäköisesti suuresti käpytikan tiheys, eli onko se esimerkiksi yksi pari/10 km², yksi pari/km² vai 10 paria/km². Käpytikan funktionaalinen merkitys ekosysteemissä on pieni sen tiheyden ollessa kovin alhainen.

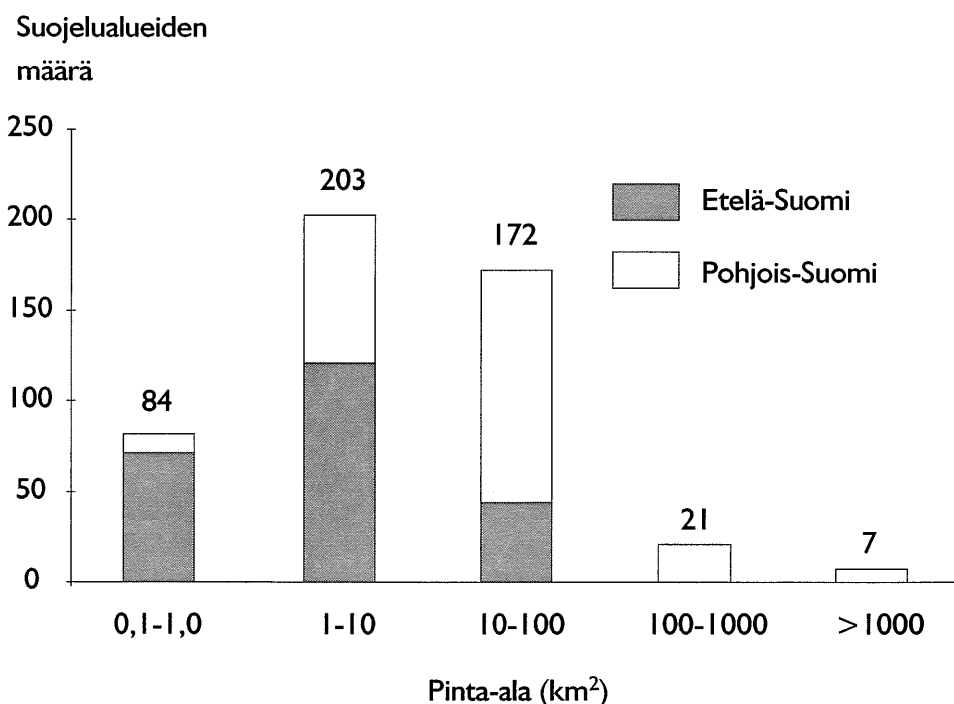
Suomessa suojellusta maa-alasta suurin osa sijaitsee Pohjois-Lapissa. Lajien levinneisyyskuva kuitenkin vaihtelee ja alueellisesti voimakkaasti painottuneen suojelualueverkon avulla ei välttämättä voida turvata sellaisen lajiston säilymistä, jonka levinneisyyden painopiste on muualla kuin suojelualueverkon. Toisaalta, mikäli suurin osa lajeista olisi laajalle levinneitä, Pohjois-Lapin laaja suojelualueverkko voisi olla riittävä turvaamaan useimpien lajien elinvoimaiset populaatiot.

Tämän työn tarkoituksena on tarkastella, miten hyvin havu- ja sekametsien lintulajistomme on edustettuna metsien suojelualueverkossa. Suojelualueiden tulisi sijaita sekä alueellisesti optimaalisesti (eli eri lajien keskeisillä levinneisyysalueilla) että lajien optimaalisilla habitaateilla. Tutkimuksen tavoite on selvittää, miten erilaisen levinneisyyskuvan omaavat lajit esiintyvät suojelualueverkossa ja mikä on lajien populaatiotiheys suojelualueverkossa maan eri osissa. Tutkimuksen avulla on mahdollisuus arvioida olemassa olevan suojelualueverkon tehokkuutta lajien suojelemisessa: kuinka suuren osuuden suojelualueiden lintulajien kannat muodostavat koko maan kannasta. Työssä pyritään selvittämään myös havu- ja sekametsien lajiston keskeisimmät esiintymisalueet eli alueet, joissa lajien tiheydet suojelualueverkossa ovat korkeimmat. Tämä työ on osa Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikön luonnonsuojelualueverkon edustavuuden arviointi -hanketta (SAVA), jota on tehty ympäristöministeriön toimeksiannosta.

2.1 Tutkimusalueet

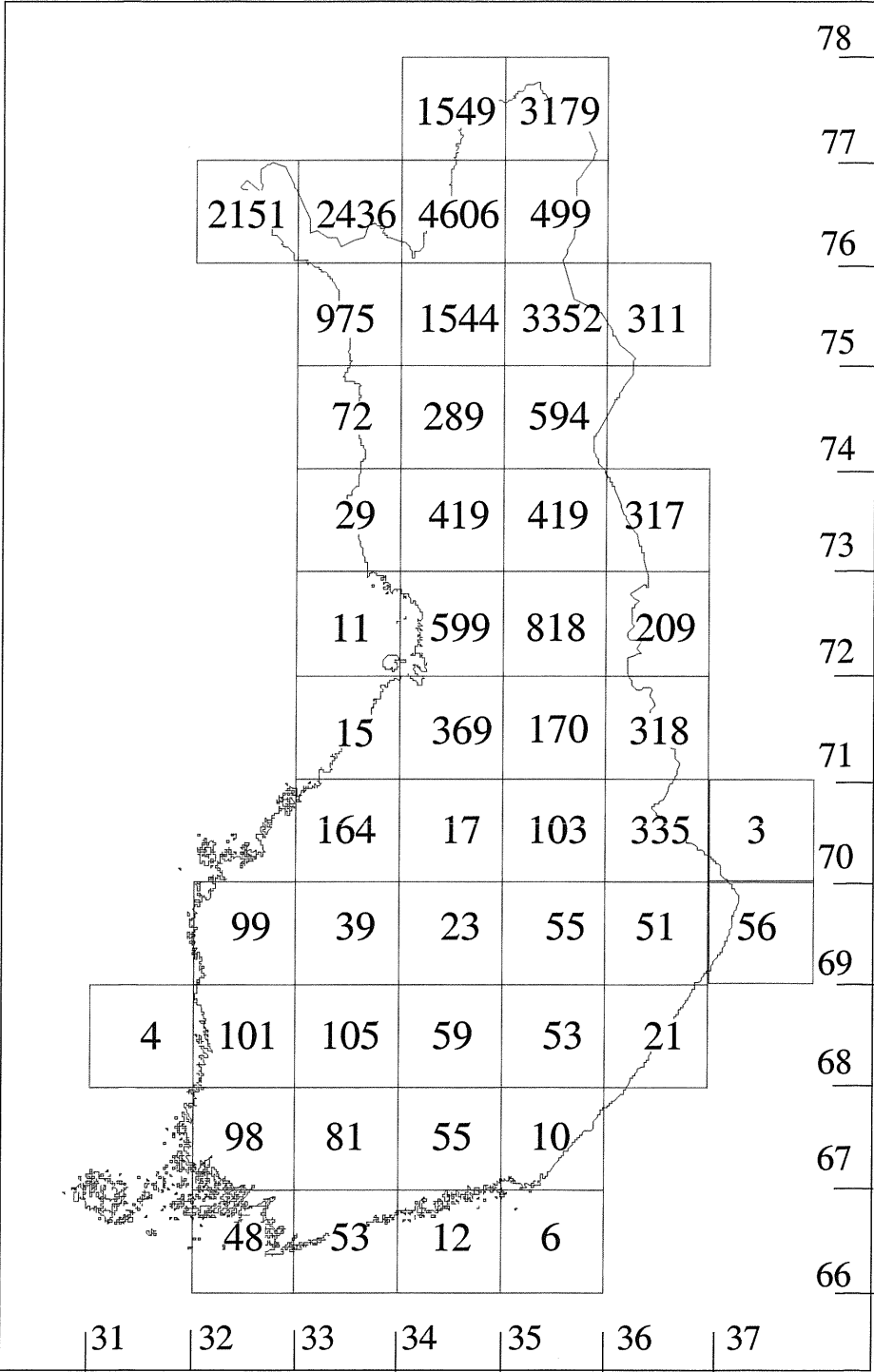
Lintuja laskettiin yhteensä 487 suojelualueella tai suojeluohjelman kohteella vuosina 1981–97. Alueet vaihtelivat kooltaan 0,1–2 800 km² suurimpien alueiden sijaitessa Pohjois-Lapissa. Tutkittujen alueiden kokovaihtelu on esitetty kuvassa 1. Yli 50 km²:n laajuisia suojelualueita tai suojeluohjelmien kohteita on kaikkiaan 54, joista laskentoja tehtiin 47:llä. Tutkittujen suojelualueiden tai suojeluohjelmien kohteiden kokonaisala oli 26 900 km² (pinta-alat Metsähallituksen suojelualueetiedostosta ja ympäristöhallinnon luonnonsuojelualuekisteristä), mikä oli noin 80 % suojelualueiden tai -ohjelmien kohteiden kokonaisalasta. Suojelualueiksi tulkitaan sekä perustetut suojelualueet että suojeluohjelmien kohteet.

Tutkitut alueet käsittivät seuraavia suojelualueityyppejä: luonnonpuistoja, kansallispuistoja, erämaa-alueita, erityisiä suojelualueita, soidensuojelualueita, vanhojen metsien suojelualueita, lehtojensuojelualueita, yksityismaiden suojelualueita sekä vanhojen metsien suojeluohjelman, soidensuojelun perus- ja täydennysohjelman, lehtojensuojeluohjelman ja rantojensuojeluohjelman kohteita. Lisäksi mukana on joitakin lintuvesiohjelman kohteita, kuten Liminganlahti ja Kokemäenjoen suisto. Kansallispuistoista laskentoja tehtiin kaikkien 33 alueella, luonnonpuistoista 17 alueella (yhteensä 19 luonnonpuistoa) ja erämaa-alueista yhdeksällä (yhteensä 12 erämaa-aluetta).



Kuva 1. Niiden suojelualueiden ja -ohjelmien kohteiden, joissa lintulaskentoja tehtiin, maapinta-alan kokojakauma. Etelä-Suomi tarkoittaa yhtenäiskoordinaatiston vyöhykkeitä 66-70, Pohjois-Suomi vyöhykkeitä 71-77.

Kuvassa 2 on esitetty tutkittujen suojelualueiden ja -ohjelmien kohteiden pinta-alat 100 x 100 km:n yhtenäiskoordinaatiston ruuduissa. Tutkituista alueista 1 650 km² sijaitsi Suomen eteläpuoliskossa (vyöhykkeet 66–70), 4 650 km² Pohjois-Suomen eteläosassa (vyöhykkeet 71–74) ja 20 600 km² Pohjois-Suomen pohjoisosassa (vyöhykkeet 75–77). Metsämaasta on Suomen eteläpuoliskossa suojeltu (mukaan lukien suojeluohjelmat) runsaat 1 %, Pohjois-Suomen eteläosassa noin 5 % (Pohjois-Pohjanmaa–Kainuu–Peräpohjola) ja Pohjois-Suomen pohjoisosassa noin 40 %.



Kuva 2. Tutkimuksessa mukana olleiden suojelualueiden ja -ohjelmien kohteiden maapinta-alat (km²) 100 x 100 km:n ruuduittain.

2.2 Lintulaskennat

Lintujen kvantitatiivinen runsauden arviointi suojelualueilla perustui linjalaskentoihin. Linjalaskenta on yhden kerran laskenta, joka sopii laajojen alueiden linnuston runsauden selvittämiseen (Järvinen & Väisänen 1976). Linjalaskennassa erotetaan 50 metriä leveä pääsarka sekä pääsaran ulkopuolinen apusarka. Lintujen tiheydet voidaan laskea suoraan pääsaran havaintojen perusteella. Tällöin kuitenkin otoskoko jää useista lajeista hyvin pieneksi. Sekä pää- että apusaran havaintojen mukaan ottamisella tutkimusaineisto on huomattavasti suurempi ja satunnaisvaihtelu tällöin pienempää (Järvinen & Väisänen 1975). Pää- ja apusarka muodostavat yhdessä tutkimussaran. Tutkimussaralla tehdyistä lintuhavainnoista voidaan laskea lajien tiheydet käyttämällä lajikohtaisia korjaus- eli kuuluvuuskertoimia. Korjauskertoimen laskemisessa pääsarkahavaintojen osuus kaikista havainnoista on oleellista. Tämä kerroin on alhainen lajilla, jonka kuuluvuus on suuri ja havainnoista vain pieni osa tulee pääsaralta (esimerkiksi käki *Cuculus canorus*, Järvinen 1978). Vastaavasti kerroin on korkea lajilla, jonka havainnoista suuri osa kertyy pääsaralta (esim. metso *Tetrao urogallus*). Kuuluvuuskertoimet olemme itse laskeneet käyttämästämme aineistosta.

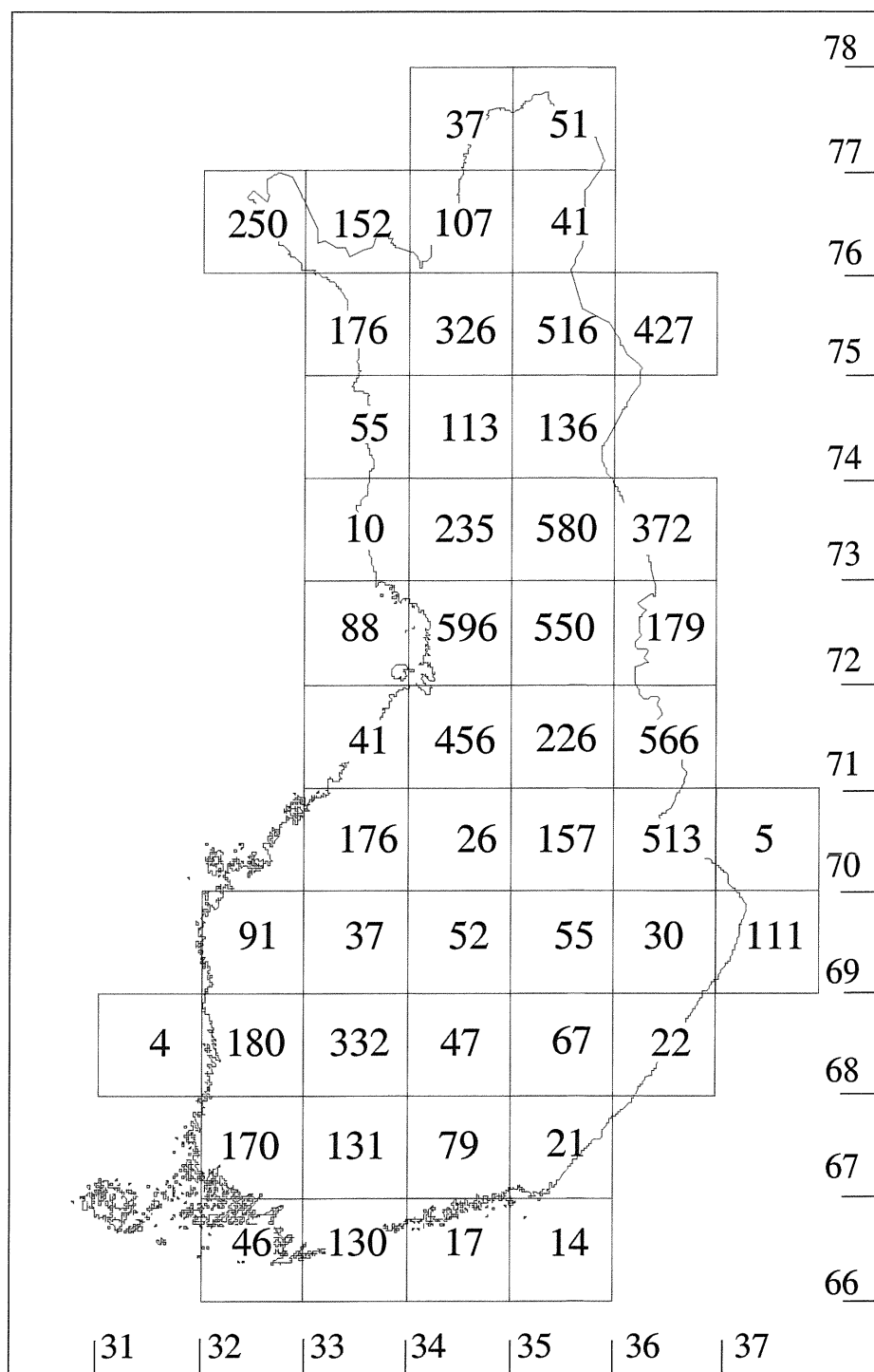
Linjalaskennat tehdään aamuisin yleensä klo 3:n ja 9:n välillä kesäkuussa, jolloin lintujen lauluaktiiviteetti on kaikkein korkein. Aivan eteläisimmässä Suomessa laskentoja on tehty jo toukokuun lopulla ja pohjoisimmassa Lapissa heinäkuun alussa. Yhden aamun aikana yksi henkilö voi tavallisesti laskea 4–6 km linjaa.

Linjalaskennalla saatu lintutiheys on alhaisempi kuin 5–10 kerran kartoituslaskentaan perustuva lintutiheys. Etelä-Suomessa linjalaskennan perusteella laskettu lintutiheys oli kuitenkin 70 % kartoituslaskennan avulla saadusta kokonaislintutiheydestä (Tiainen ym. 1980). Pohjois-Ruotsissa linjalaskennalla saatu lintutiheys oli yli 80 % kartoituslaskennan antamasta tiheysarvioista (Järvinen ym. 1978). Kartoituslaskenta ei työläytensä vuoksi ole sovelias laajojen alueiden linnuston määrälliseen arviointiin. Kaikkein harvalukuisimmista lajeista linjalaskennan perusteella saatu tiheysarvio voi kuitenkin olla harhainen, mikäli otoskoko (laskentakilometrien määrä) on kovin pieni.

Linjalaskenta-aineisto perustuu suurelta osin Metsähallituksen luonnonsuojelun tekemiin tai teettämiin laskentoihin. Aineistoon on koottu myös muita suojelualueilla tehtyjä linjalaskentoja, joita olemme saaneet käyttöömmemme mm. Luonnontieteellisen Keskusmuseon valtakunnallisesta linjalaskenta-arkistosta, joiltakin biologisilta asemilta (esim. Kilpisjärven ja Värriön tutkimusasemat) sekä yksittäisiltä tutkijoilta.

Tässä tutkimuksessa suojelualueiden lintulaskenta-aineisto käsiteltiin siten, että maa jaettiin 100×100 km:n lohkoihin yhtenäiskoordinaatiston perusteella, ja kussakin 100×100 km:n lohossa sijaitsevien suojelualueiden lintulaskennat yhdistettiin (kuva 3, ks. myös kuva 2). Näin muodostui 50 kpl 100×100 km:n ruutua. Laskenta-aineiston pienuuden takia viisi 100×100 km:n ruutua (ruudut 66:35, 68:31, 70:37, 72:33 ja 73:33) jouduttiin kuitenkin yhdistämään viereiseen ruutuun, joten lopullinen vertailtavien ruutujen määrä oli 45. Koko lintulaskenta-aineisto koostui 8 802 laskentakilometristä, ja ruutujen yhdistämisen jälkeen ruuduttaisten laskentakilometrien määrä vaihteli 21:n ja 680:n välillä. Keskimääräinen kilometrimäärä suojelualueilla kussakin ruudussa oli 196. Huolimatta siitä, että laskentoja yhdistettiin, laskenta-aineisto jäi joissakin ruuduissa varsin pieneksi. Etelä-Suomessa monissa ruuduissa se johtuu siitä, että ko. ruuduilla on hyvin vähän suojelualueita (esim. Kaakkois-Suomessa). Suojelualueilla, joissa kilometrimäärä suhteessa pinta-alaan (yli 5 km/km^2) oli suuri, havainnot painotettiin kertoimilla 0,1–0,5, jotta nämä alueet eivät olisi yliedustettuna. Keskimääräinen laskentakilometrien määrä suojelualueiden pinta-alaa kohti oli Etelä-Suomessa (vyöhykkeet 66–

70) 1,5 km/km², Pohjois-Suomen eteläosassa (vyöhykkeet 71–74) 0,9 km/km² ja Pohjois-Suomen pohjoisosassa (vyöhykkeet 75–77) 0,1 km/km². Laskentaintensi-
teetti pinta-alayksikköä kohti oli selvästi alhaisin Pohjois-Suomen pohjoisosassa. Laskentakilometrien määrä/100 x 100 km:n ruutu oli Etelä-Suomessa keskimäärin
114 km, Pohjois-Suomen eteläosassa 324 km ja Pohjois-Suomen pohjoisosassa 208 km. Linjoja on laskettu koko maan suojelualueverkossa sekä 1980- että 1990-luvul-
la eli aineisto ei ole ajallisesti keskittynyt tietyille vyöhykkeille tiettyinä vuosina.



Kuva 3. Suojelualueilla ja -ohjelmien kohteilla tehtyjen linjalaskentojen kokonaispituus (km) 100 x 100 km:n ruuduittain.

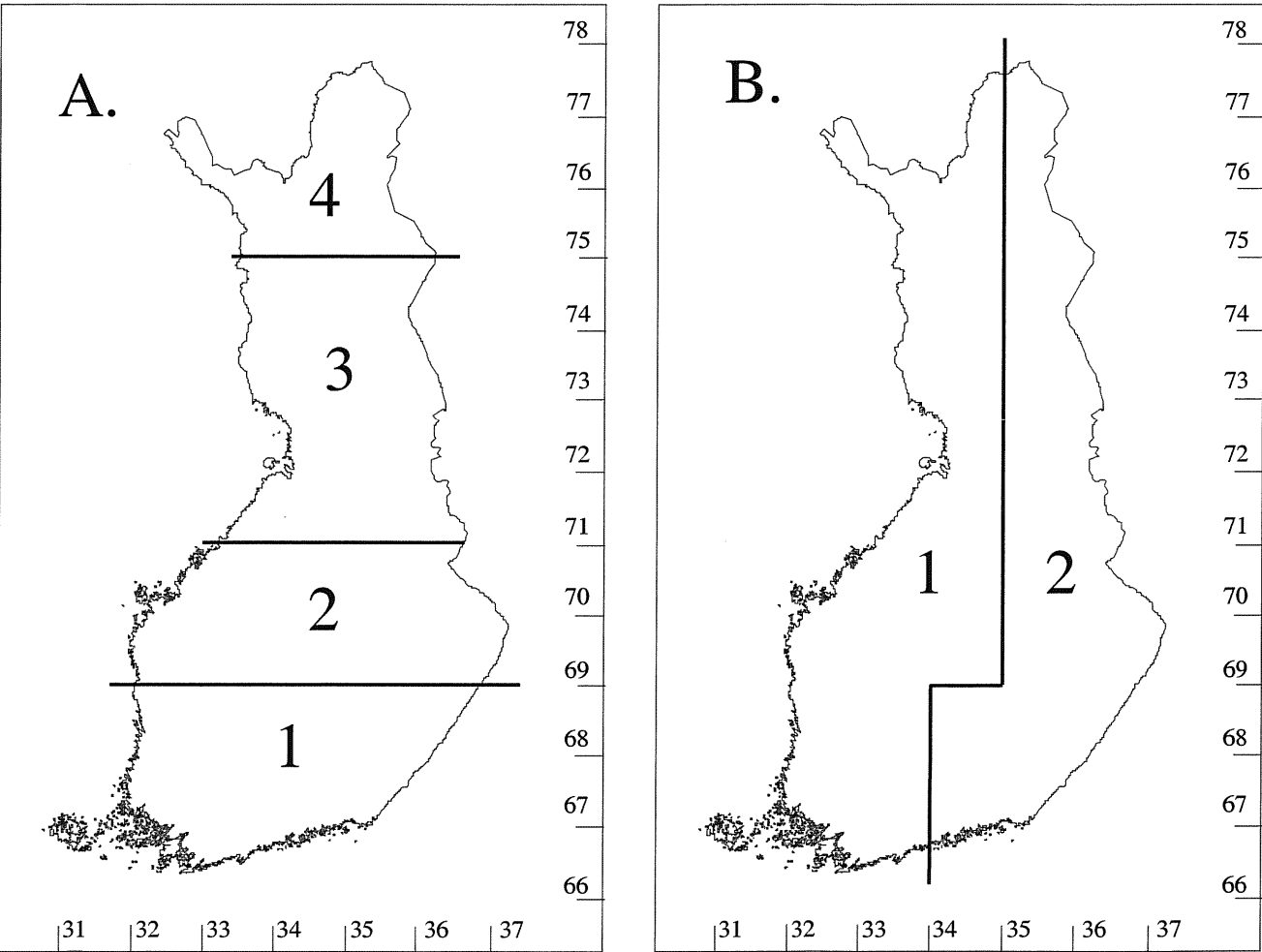
Tässä työssä tutkitaan 32:n boreaalisten metsien lajien esiintymistä suojelu-alueverkossa (taulukko 1). Nämä lajit esiintyvät lähinnä havu- tai sekametsissä, mutta jotkut lajit myös lehtimetsissä (esim. harmaapäätikka *Picus canus* ja mustapääkerttu *Sylvia atricapilla*). Kuitenkaan yhtään lehtimetsäspesialistia, kuten pikkutikka *Dendrocopos minor*, pyrstötiainen *Aegithalos caudatus*, kuhankeittäjä *Oriolus oriolus* tai sinirinta *Luscinia svecica*, ei tutkimuksessa ollut mukana (sinirintaa lukuun ottamatta aineisto näistä lajeista liian pieni).

Taulukko 1. Tutkimuksessa tarkastellut havu- ja sekametsien lajit ja niiden tieteellisten nimien lyhenteet. Lajien pesimäkanta Väisäsen ym. (1998) ja Rajasärkän (1996, sinipyrstö) mukaan. Suojelualueiden laskennoissa havaittu eri lajien havaintojen määrä (n) omana sarakkeenaan.

Tutkitut lajit	Pesimäkanta Suomessa, pareja	Suojelualueiden linjalaskenta-aineisto n
Kanahaukka <i>Accipiter gentilis</i> (A gent)	5 500	52
Maakotka <i>Aquila chrysaetos</i> (A chr)	250	25
Ampuhaukka <i>Falco columbarius</i> (F col)	2 300	41
Nuolihaukka <i>F. subbuteo</i> (F sub)	2 800	53
Pyy <i>Bonasa bonasia</i> (B bon)	260 000	397
Teeri <i>Tetrao tetrix</i> (T tet)	170 000	1 403
Metso <i>T. urogallus</i> (T uro)	140 000	436
Uuttukyyhky <i>Columba oenas</i> (C oen)	6 000	177
Käenpiika <i>Jynx torquilla</i> (J tor)	25 000	285
Harmaapäätikka <i>Picus canus</i> (P can)	2 000	19
Palokärki <i>Dryocopus martius</i> (D mar)	11 000	418
Käpytikka <i>Dendrocopos major</i> (D maj)	240 000	1 884
Pohjantikka <i>Picoides tridactylus</i> (P tri)	17 000	307
Tilhi <i>Bombycilla garrulus</i> (B gar)	20 000	203
Peukaloinen <i>Troglodytes troglodytes</i> (T tro)	33 000	419
Sinipyrstö <i>Tarsiger cyanurus</i> (T cya)	200	26
Leppälintu <i>Phoenicurus phoenicurus</i> (P pho)	590 000	9 653
Kulorastas <i>Turdus viscivorus</i> (T vis)	58 000	1 235
Mustapääkerttu <i>Sylvia atricapilla</i> (S atr)	55 000	242
Idänuunilintu <i>Phylloscopus trochiloides</i> (P des)	4 000	134
Lapinuunilintu <i>Ph. borealis</i> (P bor)	3 000	26
Pikkusieppo <i>Ficedula parva</i> (F par)	1 500	61
Lapintiaainen <i>Parus cinctus</i> (P cin)	40 000	283
Töyhtötiainen <i>P. cristatus</i> (P cri)	330 000	792
Puukiiپی <i>Certhia familiaris</i> (C fam)	100 000	776
Kuukkeli <i>Perisoreus infaustus</i> (P inf)	40 000	507
Pähkinähakki <i>Nugifraga caryocatactes</i> (N car)	1 800	8
Korppi <i>Corvus corax</i> (C rax)	6 000	872
Kirjosiipikäpylintu <i>Loxia leucoptera</i> (L leu)	1 000	469
Isokäpylintu <i>L. pytyopsittacus</i> (L pyt)	36 000	275
Taviokuurna <i>Pinicola enucleator</i> (P enu)	34 000	174
Pohjansirkku <i>Emberiza rustica</i> (E rus)	230 000	2 230

Viisi tutkituista lajeista on luokiteltu valtakunnallisesti uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi (maakotka *Aquila chrysaetos*, ampuhaukka *Falco columbarius*, käenpiika *Jynx torquilla*, harmaapäätikka ja pikkusieppo *Ficedula parva*) (Rassi ym. 2000) ja neljä alueellisesti (metso, uuttukyyhky *Columba oenas*, pohjantikka *Picoi-des tridactylus* ja kuukkeli *Perisoreus infaustus*, Rassi ym. 1992). Uusin uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä arvioi lajeja myös Kansainvälisen Luonnonsuojelujärjestön (IUCN) kriteeristön perusteella (Rassi ym. 2000). Tässä luokituksessa luokkaan vaarantuneet (vulnerable) kuuluvat tarkastelluista lajeista maakotka, ampuhaukka, käenpiika ja sinipyrstö *Tarsiger cyanurus* ja luokkaan silmälläpidettävät (near threatened) teeri *Tetrao tetrix*, metso, harmaapäätikka, pohjantikka, pikkusieppo, lapintiaainen *Parus cinctus* ja kuukkeli.

Lisäksi mukana on viimeisten 50 vuoden aikana selvästi taantuneita lajeja (pyy *Bonasa bonasia*, palokärki *Dryocopus martius*, leppälintu *Phoenicurus phoenicurus*, kulorastas *Turdus viscivorus*, töyhtötiainen *P. cristatus*, taviokuurna *Pinicola enucleator*), vanhoja metsiä suosivia lajeja (kanahaukka *Accipiter gentilis*, idänuunilintu *Phylloscopus trochiloides*, puukiipijä *Certhia familiaris*) ja pienen populaatio-koon omaavia lajeja (esim. nuolihaukka *Falco subbuteo*, pähkinähakki *Nugifraga caryocatactes*, ks. Väisänen ym. 1998). Euroopan yhteisön lintudirektiiviin sisältyy lajeista kahdeksan: maakotka, ampuhaukka, pyy, metso, harmaapäätikka, palokärki, pohjantikka, pikkusieppo (ks. Airaksinen 1996). Osa tarkasteltavista lajeista suosii kuivia kangasmetsiä (esim. leppälintu), osa reheviä metsiä (mustapääkert-



Kuva 4. Suojelualueverkon maantieteellinen jako. A. Etelä-pohjoinengradientti. Osa-alueet 1 ja 2 muodostavat Etelä-Suomen sekä 3 ja 4 Pohjois-Suomen. B. Länsi-itägradientti.

tu). Mukana tarkastelussa on myös tyypillisiä taigalajeja (esim. käpytikka, tilhi *Bombycilla garrulus*, isokäpylintu *Loxia pytyopsittacus*, kirjosiipikäpylintu *L. leucop-tera*, pohjansirkku *Emberiza rustica*), mutta ei metsälinnustomme runsaslukuisimpia, monilla ympäristötyypeillä esiintyviä generalistilajeja, kuten peippo *Fringilla coelebs*, pajulintu *Phylloscopus trochilus*, metsäkirvinen *Anthus trivialis*, punakylkirastas *Turdus iliacus* tai järripeippo *Fringilla montifringilla*. Runaslukuiset habitaattigeneralistit eivät ole esiintymisessään riippuvaisia suojelualueista.

Tässä tutkimuksessa käsiteltävien lajien kokonaisparimäärä Suomessa Väisäsen ym. (1998) ja Rajasärkän (1996) mukaan sekä suojelualueiden linjalaskentojen kokonaishavaintomäärä on esitetty taulukossa 1. Kokonaisparimääräarviot perustuvat useimmilla lajeilla, petolintuja lukuun ottamatta, valtakunnallisiin linjalaskentoihin, joita on tehty vuosina 1974–77 ja 1986–91 (Väisänen ym. 1998).

Pienin otoskoko suojelualueiden lintulaskennoissa oli harmaapäätikalla ja pähkinähakilla ja suurin leppälinnulla (taulukko 1). Suomessa harvinaisimmilla tarkastelluista lajeista, maakotkalla ja sinipyrstöllä, otoskoko oli kuitenkin yli 20. Lajien otoskoon mediaani (keskeisarvo) oli 294 ja keskiarvo 746.

Tutkittaessa lajien esiintymistä suojelualueverkossa Suomi jaettiin etelästä pohjoiseen eri osiin (kuva 4A), missä osa-alueet 1 (yhtenäiskoordinaatistovyöhykkeet 66–68) ja 2 (vyöhykkeet 69–70) käsittivät Etelä-Suomen ja osa-alueet 3 (yhtenäiskoordinaatistovyöhykkeet 71–74) ja 4 (vyöhykkeet 75–77) Pohjois-Suomen. Länsi-itäsuunnassa Suomi jaettiin kahteen osaan (kuva 4B).

Tulokset

Tarkasteltavien lajien määrä laskennoissa oli keskimäärin 18,1/ruutu Etelä-Suomessa (vyöhykkeet 66–70), 21,7/ruutu Pohjois-Suomen eteläosassa (vyöhykkeet 71–74) ja 13,2/ruutu pohjoisimmassa Suomessa (vyöhykkeet 75–77). Koska laskentakilometrien määrä vaihtelee eri puolilla maata vaikuttaen täten myös havaittuun lajimäärään, maan eri osia verrattiin pitäen laskentakilometrejä/ruutu kovariaattina. Tässä vertailussa lajimäärässä on eroja eri alueiden välillä (Kovarianssianalyysi, $F_{2,41} = 17,38$, $p < 0,001$). Havaittujen lajien määrä kuitenkin vähenee vasta vyöhykkeillä 76–77, jotka sijaitsevat pohjoisella metsänrajalla. Etelä-Suomen ja Pohjois-Suomen eteläosan välillä lajimäärässä ei ollut eroa (Kovarianssianalyysi, $F_{1,32} = 0,36$, $p = 0,56$).

Tarkasteltaessa lajien esiintymistä suojelualueverkossa etelä-pohjoinengradientilla Suomi on jaettu kahteen osaan, Etelä-Suomeen, vyöhykkeet 66–70 (osa-alueet 1 ja 2 kuvassa 4A) ja Pohjois-Suomeen, vyöhykkeet 71–77 (osa-alueet 3 ja 4 kuvassa 4A). 17 lajilla esiintymisen painopiste on Etelä-Suomessa (taulukko 2). 15 lajilla keskimääräinen populaatiotiheys on tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeampi Etelä-Suomessa. Näistä lajeista kolmea ei tavata Pohjois-Suomessa (uuttukyyhky, harmaapäätikka, pähkinähakki). Lisäksi kuudella lajilla tiheys Etelä-Suomen suojelualueilla oli yli kymmenkertainen Pohjois-Suomen suojelualueisiin verrattuna (peukaloinen *Troglodytes troglodytes*, mustapääkerttu, idänuunilintu, pikkusieppo, töyhtötiainen, puukiipijä). Kanahaukalla ja nuolihaukalla tiheys-ero Etelä- ja Pohjois-Suomen suojelualueiden välillä ei ole merkitsevä aineiston

Taulukko 2. Lajit, joiden esiintymisen painopiste on Etelä-Suomessa (vyöhykkeet 66–70). Lajien keskitiheys (paria/km² ± keskihajonta) Etelä-Suomen (vyöhykkeet 66–70) ja Pohjois-Suomen (vyöhykkeet 71–77) suojelualueilla 100 x 100 km:n lohkoissa. Testaus Mann-Whitney U-testi, $n_1 = 22$, $n_2 = 23$.

Laji	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi	z	p
Kanahaukka	0,06 ± 0,10	0,02 ± 0,02	1,50	0,13
Nuolihaukka	0,06 ± 0,09	0,01 ± 0,03	1,68	0,09
Pyy	0,72 ± 0,51	0,27 ± 0,35	3,39	< 0,001
Teeri	1,03 ± 0,67	0,23 ± 0,28	4,63	< 0,001
Uuttukyyhky	0,08 ± 0,16	0	2,65	< 0,01
Käenpiika	0,08 ± 0,06	0,03 ± 0,04	3,66	< 0,001
Harmaapäätikka	0,02 ± 0,05	0	2,12	< 0,05
Palokärki	0,12 ± 0,07	0,02 ± 0,02	4,64	< 0,001
Käpytikka	1,63 ± 1,04	0,36 ± 0,55	4,54	< 0,001
Peukaloinen	0,64 ± 1,03	0,04 ± 0,07	3,70	< 0,001
Kulorastas	0,42 ± 0,25	0,18 ± 0,19	3,25	< 0,01
Mustapääkerttu	0,54 ± 0,79	0,01 ± 0,06	4,76	< 0,001
Idänuunilintu	0,24 ± 0,48	0,02 ± 0,04	2,37	< 0,05
Pikkusieppo	0,16 ± 0,16	0,01 ± 0,02	4,76	< 0,001
Töyhtötiainen	2,41 ± 1,60	0,16 ± 0,28	5,66	< 0,001
Puukiipijä	2,00 ± 1,47	0,19 ± 0,27	4,96	< 0,001
Pähkinähakki	0,05 ± 0,14	0	2,12	< 0,05

pienestä koosta johtuen (keskihajonta suuri), mutta tiheysero on kuitenkin selvä. Tämän lajiryhmän (esiintymisen painopiste Etelä-Suomessa) keskitiheys Etelä-Suomen suojelualueilla on 10,26 paria/km² ja Pohjois-Suomessa 1,55 p/km². Kuvassa 5 on esitetty neljän eteläisen lajin tiheysvaihtelu suojelualueverkossa 100 x 100 km:n ruuduissa. Puukiipijän, töyhtötiaisen ja palokärjen selvästi korkeimmat tiheydet suojelualueverkossa ovat Etelä-Suomen keskiosissa ja etelärannikolla. Sen sijaan pikkusiepon korkeimmat tiheydet ovat Kaakkois-Suomessa.

Yhdeksän lajia oli merkitsevästi runsaampia Pohjois-Suomen suojelualueilla (taulukko 3), näistä neljää ei havaittu Etelä-Suomen suojelualueilla lainkaan (sinipyrstö, lapinuunilintu *Phylloscopus borealis*, lapintiainen ja taviokuurna). Lisäksi kuukkelin ja kirjosiipikäpylinnun tiheys Pohjois-Suomessa oli yli kymmenkertainen Etelä-Suomeen verrattuna. Tämän lajiryhmän keskitiheys Pohjois-Suomen suojelualueilla oli 1,54 paria/km² ja Etelä-Suomen 0,07 p/km². Kuvassa 6 on esitetty neljän pohjoisen lajin alueellinen tiheysvaihtelu suojelualueverkossa. Lajien tiheydet olivat korkeimmat Koillis- ja Pohjois-Lapissa ja itärajan tuntumassa.

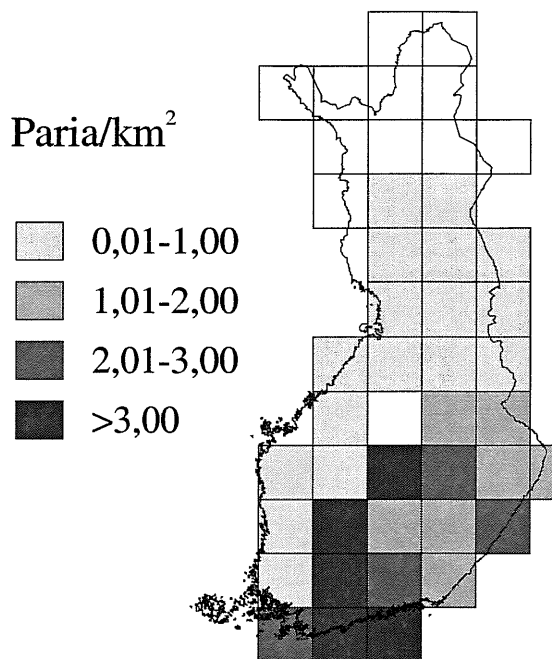
Taulukko 3. Lajit, joiden esiintymisen painopiste on Pohjois-Suomessa (vyöhykkeet 71-77). Lajien keskitiheys (paria/km² ± keskihajonta) Pohjois-Suomen (vyöhykkeet 71-77) ja Etelä-Suomen (vyöhykkeet 66-70) suojelualueilla 100 x 100 km lohkoissa. Testaus Mann-Whitneyn U-testi, n₁ = 23, n₂ = 22.

Laji	Pohjois-Suomi	Etelä-Suomi	z	p
Maakotka	0,004 ± 0,009	0,001 ± 0,002	2,31	< 0,05
Ampuhaukka	0,03 ± 0,03	0,01 ± 0,02	2,92	< 0,01
Tilhi	0,07 ± 0,07	0,02 ± 0,04	3,84	< 0,001
Sinipyrstö	0,01 ± 0,02	0	2,29	< 0,05
Lapinuunilintu	0,02 ± 0,03	0	3,64	< 0,001
Lapintiainen	0,56 ± 0,66	0	5,08	< 0,001
Kuukkelin	0,45 ± 0,34	0,03 ± 0,07	4,63	< 0,001
Kirjosiipikäpylintu	0,20 ± 0,18	0,01 ± 0,04	3,99	< 0,001
Taviokuurna	0,20 ± 0,23	0	4,26	< 0,001

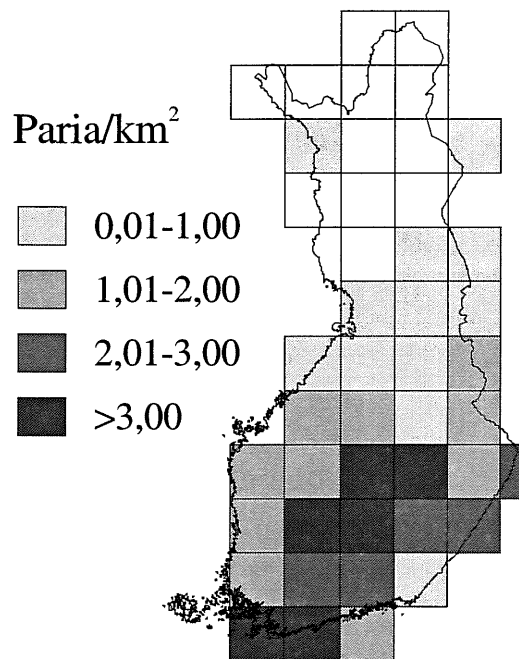
Kuuden lajin tiheydessä ei ollut eroja Etelä- ja Pohjois-Suomen suojelualueiden välillä (taulukko 4). Näiden lajien alueellisen esiintymisen tarkastelemista varten suojelualueverkko jaettiin neljään eri osaan (kaksi Etelä-Suomeen ja kaksi Pohjois-Suomeen, kuva 4A). Metson, pohjantikan, leppälinnun ja pohjansirkun tiheydet olivat suurimmat 'Väli-Suomessa' eli Etelä-Suomen pohjoisosassa (vyöhyke 2 kuvassa 7) ja/tai Pohjois-Suomen eteläosassa (vyöhyke 3 kuvassa 7). Kuvassa 8 on esitetty näiden lajien tiheydet suojelualueverkossa. Pohjantikan tiheydet olivat suurimmat Kainuun itäosassa, metson Etelä-Pohjanmaalla, Suomenselällä, Kainuussa ja Peräpohjolassa, leppälinnun ja pohjansirkun Oulun läänin ja Peräpohjolan itäosissa. Korpin *Corvus corax* ja isokäpylinnun tiheydessä ei ollut eroja näiden neljän vyöhykkeen välillä, joten ne olivat alueellisesti tasaisesti levinneet koko maan suojelualueverkkoon (kuva 7), isokäpylinnun tiheys tosin oli alhaisin Pohjois-Lapissa (vyöhyke 4).

Metsälintulajien tiheysvaihtelua suojelualueverkossa länsi-itäsuunnassa tutkittiin jakamalla Suomi etelästä pohjoiseen kahteen yhtä suureen osaan ja vertaamalla lajien tiheyksiä länsi- ja itäosan suojelualueverkossa (kuva 4B). Kahdeksan lajin tiheys erosi merkitsevästi (p < 0,05) länsi- ja itäosan välillä ja kaikki nämä lajit olivat runsaampia itäpuoliskolla: maakotka, pyy, pohjantikka, tilhi, peukaloinen, sinipyrstö, idänuunilintu ja kuukkelin (taulukko 5). Kuvassa 9 on esitetty näistä neljän lajin tiheysvaihtelu suojelualueverkossa, muiden lajien (paitsi maakotkan) osalta ks. kuvat 6 ja 8. Lisäksi metson ja leppälinnun tiheys oli tilastollisesti suuntaa-antavasti (0,05 < p < 0,10) korkeampi maan itäosan suojelualueilla. Myös usei-

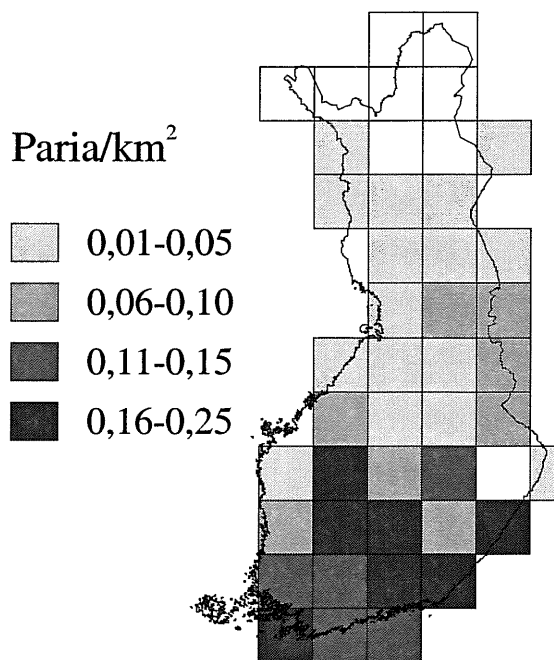
Puukiipijä
Certhia familiaris



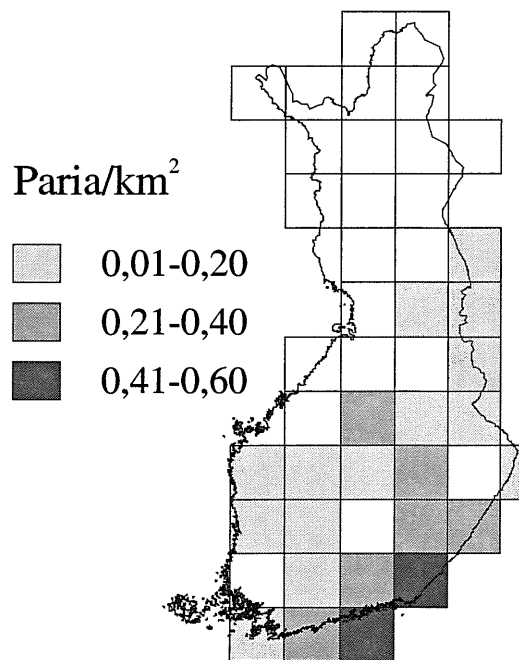
Töyhtötiainen
Parus cristatus



Palokärki
Dryocopus martius

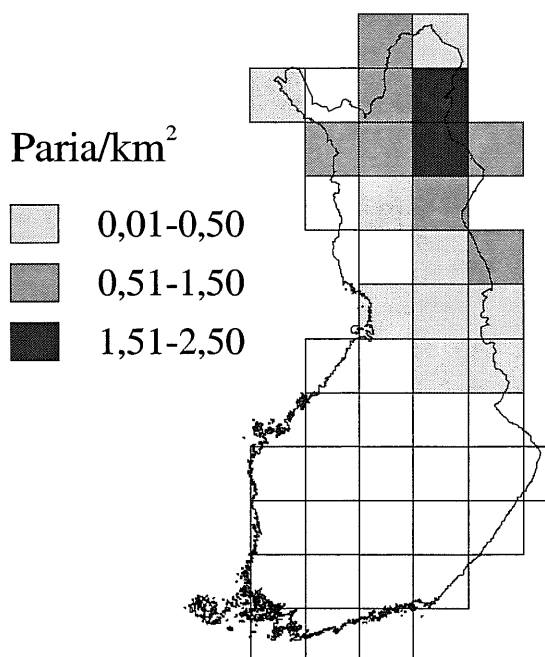


Pikkusieppo
Ficedula parva

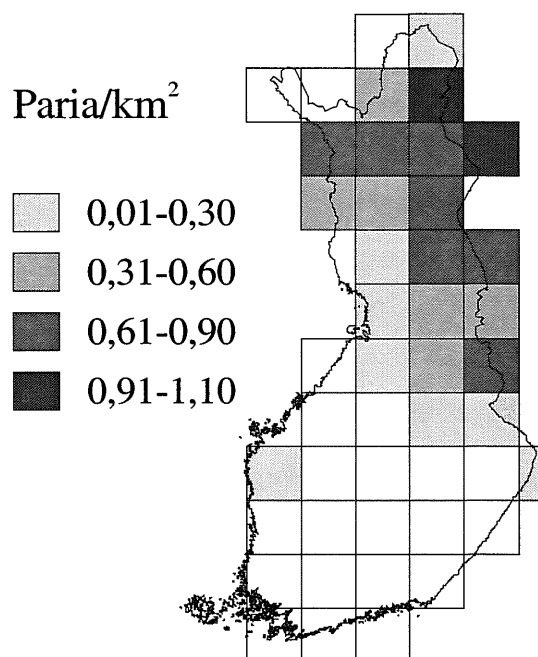


Kuva 5. Neljän eteläisen lajin (tiheys merkitsevästi korkeampi Etelä-Suomessa) tiheys (paria/km²) suojelualueverkossa 100 x 100 km:n ruuduittain.

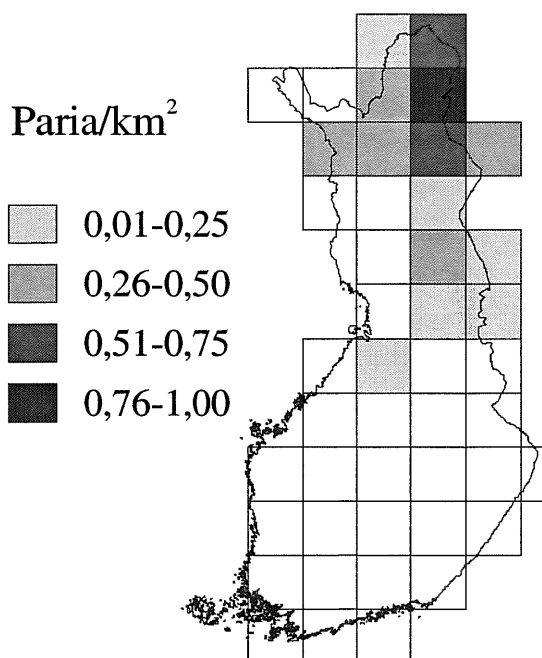
Lapintiainen
Parus cinctus



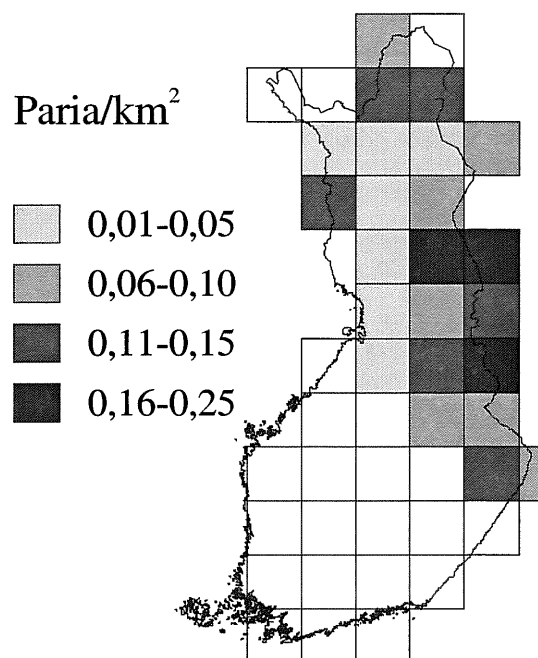
Kuukkeli
Perisoreus infaustus



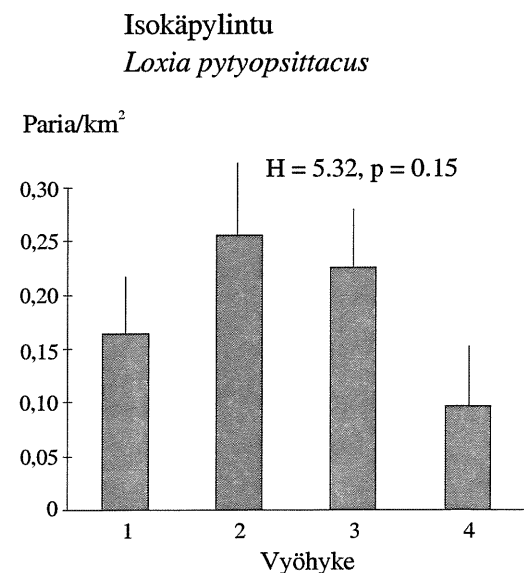
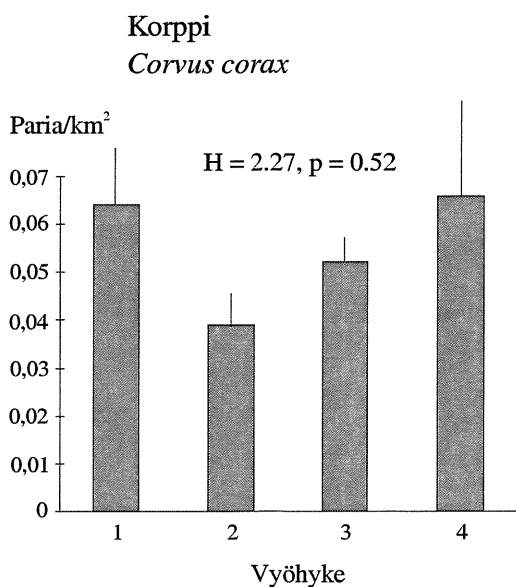
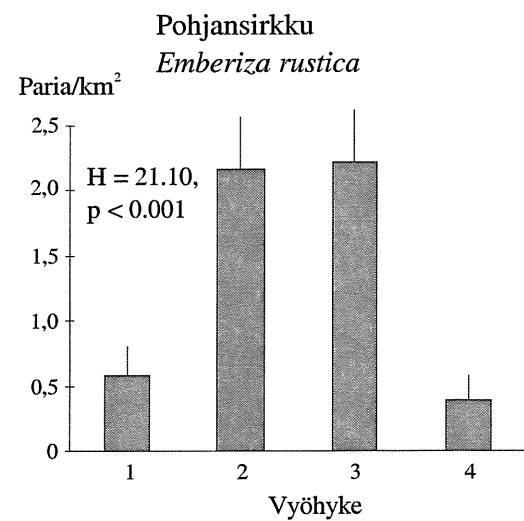
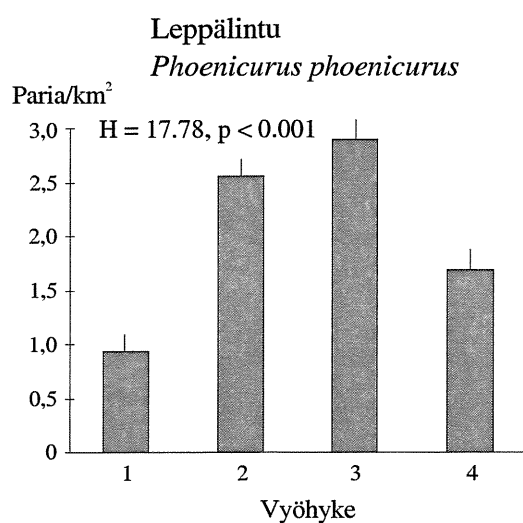
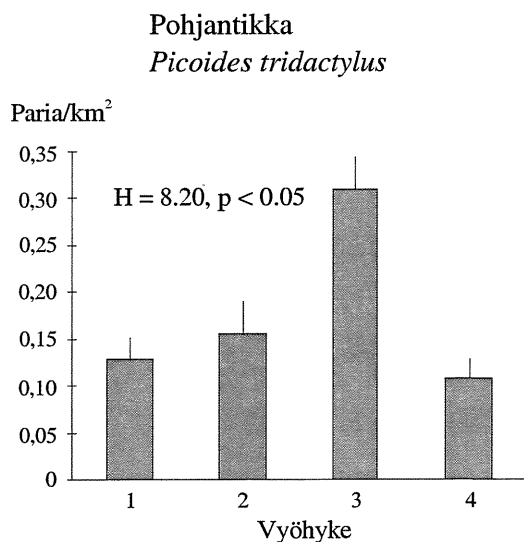
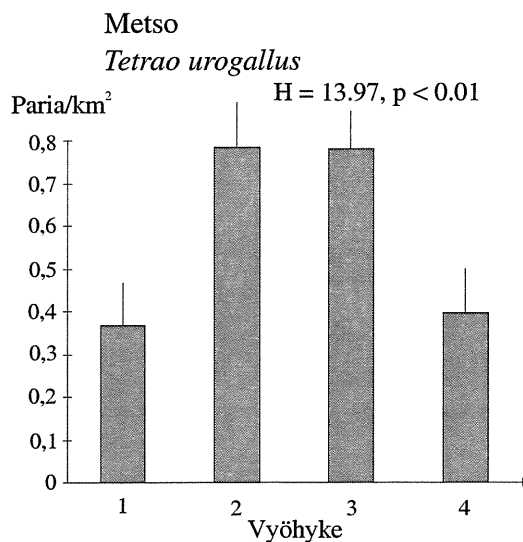
Taviokuurna
Pinicola enucleator



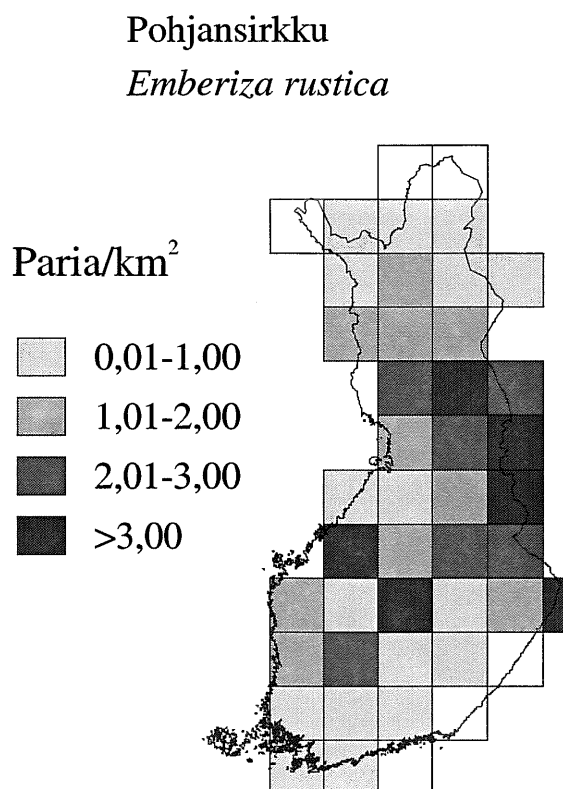
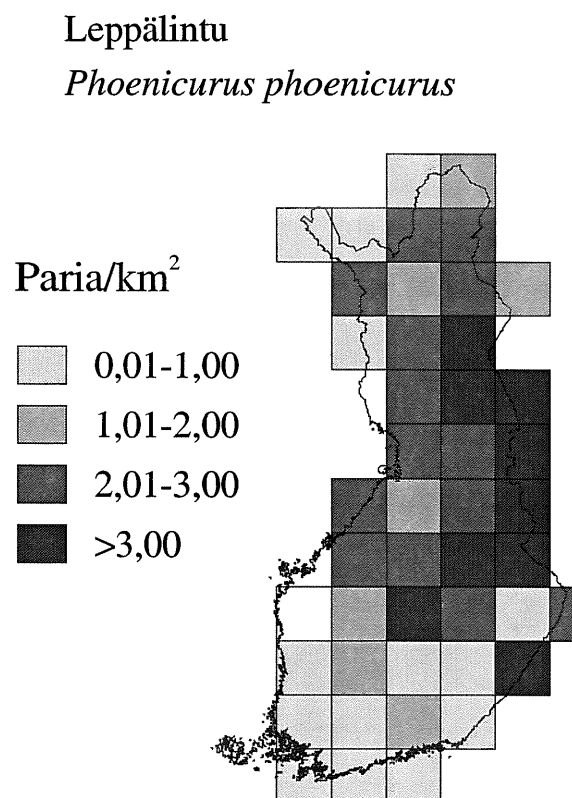
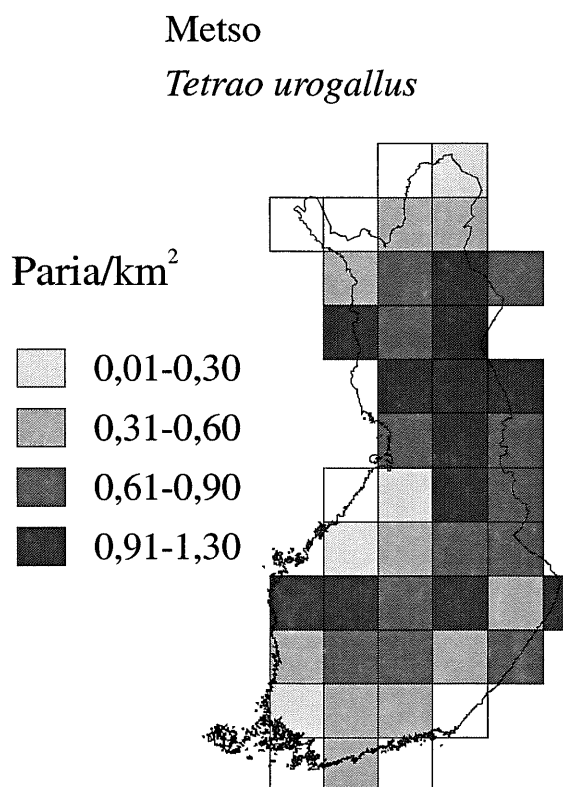
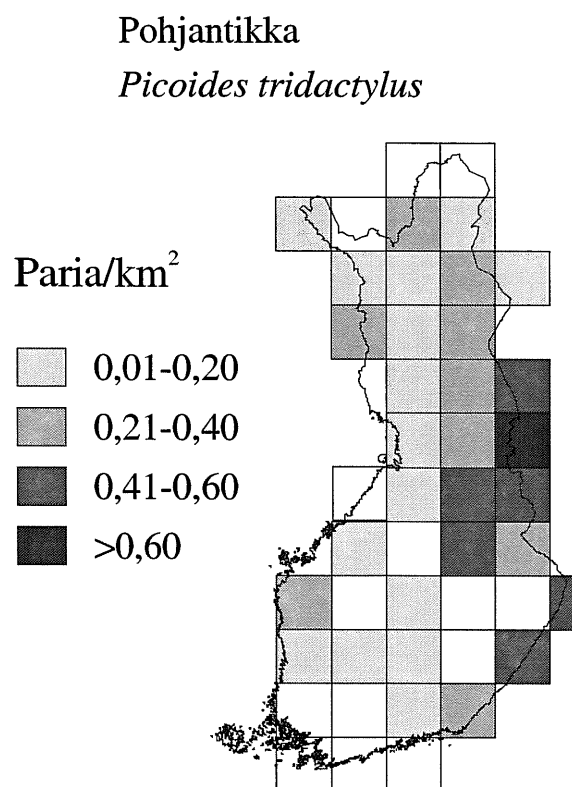
Tilhi
Bombycilla garrulus



Kuva 6. Neljän pohjoisen lajin (tiheys merkitsevästi korkeampi Pohjois-Suomessa) tiheys (paria/km²) suojelualueverkossa 100 x 100 km:n ruuduittain.



Kuva 7. Lajien, jotka eivät ole selkeästi pohjoisia tai eteläisiä, tiheys (paria/km²) osavyöhykkeillä 1-4 (ks. kuva 4A). Tilastollinen testaus, Kruskal-Wallisin yksisuuntainen varianssianalyysi, df = 3.



Kuva 8. Lajien, joiden tiheydet ovat korkeimmat Etelä-Suomen pohjoisosassa ja Pohjois-Suomen eteläosassa, esiintymistiheydet suojelualueverkossa 100 x 100 km:n ruuduittain.

Taulukko 4. Lajit, joiden tiheydessä ei ole eroa Etelä- ja Pohjois-Suomen suojelualueiden välillä. Lajien keskitiheys (paria/km² ± keskihajonta) Etelä-Suomen (vyöhykkeet 66-70) ja Pohjois-Suomen (vyöhykkeet 71-77) suojelualueilla 100 x 100 km:n lohkoissa. Testaus Mann-Whitneyn U-testi, n₁ = 22, n₂ = 23.

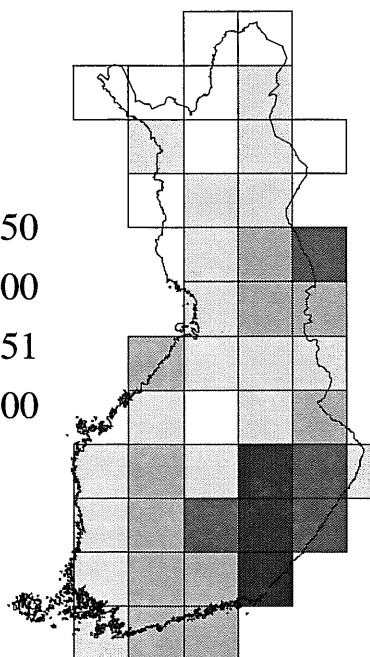
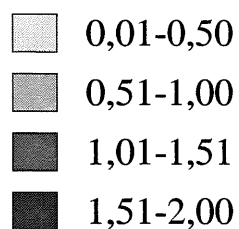
Laji	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi	z	p
Metso	0,56 ± 0,37	0,61 ± 0,38	0,60	0,55
Pohjantikka	0,14 ± 0,19	0,22 ± 0,22	1,75	0,08
Leppälintu	1,67 ± 1,19	2,37 ± 1,21	1,69	0,09
Korppi	0,05 ± 0,04	0,06 ± 0,04	0,06	0,95
Isokäpylintu	0,21 ± 0,21	0,17 ± 0,21	0,66	0,51
Pohjansirkku	1,30 ± 1,27	1,43 ± 1,49	0,24	0,81

Taulukko 5. Metsälintulajien keskitiheys (paria/km² ± keskihajonta) maan länsi- ja itäosan suojelualueilla (ks. kuva 4B). Testaus Mann-Whitneyn U-testi, n₁ = 23, n₂ = 22.

Laji	Länsi-Suomi	Itä-Suomi	z	p
Kanahaukka	0,04 ± 0,08	0,03 ± 0,07	0,51	0,61
Maakotka	0,001 ± 0,002	0,004 ± 0,009	2,16	< 0,05
Ampuhaukka	0,02 ± 0,03	0,02 ± 0,02	0,36	0,72
Nuolihaukka	0,03 ± 0,06	0,04 ± 0,07	0,47	0,63
Pyy	0,28 ± 0,30	0,70 ± 0,55	2,83	< 0,01
Teeri	0,66 ± 0,67	0,58 ± 0,64	0,53	0,59
Metso	0,49 ± 0,38	0,69 ± 0,35	1,69	0,09
Uuttukyyhky	0,05 ± 0,13	0,03 ± 0,11	0,85	0,40
Käenpiika	0,06 ± 0,07	0,04 ± 0,03	1,13	0,26
Harmaapäätikka	0,014 ± 0,051	0,003 ± 0,013	1,01	0,31
Palokärki	0,06 ± 0,06	0,08 ± 0,07	0,56	0,58
Käpytikka	0,83 ± 1,08	1,14 ± 1,00	1,28	0,20
Pohjantikka	0,09 ± 0,09	0,28 ± 0,25	2,62	< 0,01
Tilhi	0,02 ± 0,04	0,07 ± 0,07	2,49	< 0,05
Peukaloinen	0,12 ± 0,25	0,56 ± 1,04	3,31	< 0,001
Sinipyrstö	0	0,01 ± 0,02	2,39	< 0,05
Leppälintu	1,66 ± 1,03	2,42 ± 1,34	1,92	0,05
Kulorastas	0,25 ± 0,25	0,35 ± 0,25	1,54	0,13
Mustapääkerttu	0,27 ± 0,49	0,26 ± 0,72	1,11	0,27
Idänuunilintu	0,05 ± 0,10	0,21 ± 0,48	1,96	< 0,05
Lapinuunilintu	0,01 ± 0,03	0,01 ± 0,01	1,13	0,26
Pikkusieppo	0,06 ± 0,09	0,11 ± 0,17	1,10	0,27
Lapintiaainen	0,16 ± 0,34	0,42 ± 0,68	1,53	0,13
Töyhtötiainen	1,34 ± 1,86	1,17 ± 1,32	0,45	0,66
Puukiipijä	0,94 ± 1,52	1,21 ± 1,24	1,49	0,14
Kuukkel	0,14 ± 0,24	0,36 ± 0,37	2,15	< 0,05
Pähkinähakki	0,02 ± 0,05	0,03 ± 0,14	0,92	0,36
Korppi	0,07 ± 0,05	0,05 ± 0,02	1,22	0,22
Kirjosiiplikäpylintu	0,10 ± 0,19	0,11 ± 0,13	1,34	0,18
Isokäpylintu	0,15 ± 0,19	0,23 ± 0,22	1,15	0,25
Taviokurna	0,06 ± 0,13	0,14 ± 0,24	1,44	0,15
Pohjansirkku	1,21 ± 1,05	1,53 ± 1,65	0,07	0,95

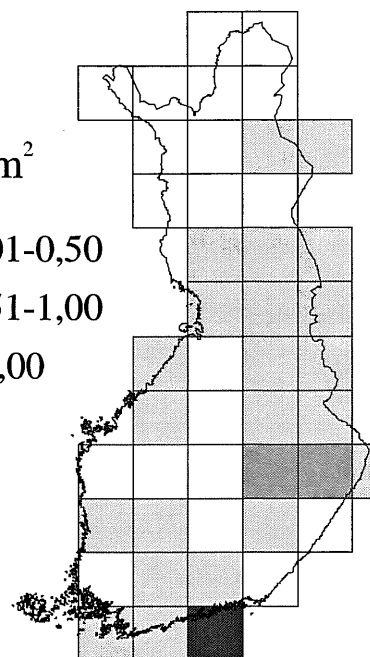
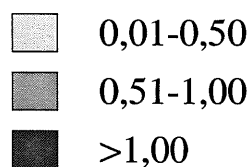
Pyy
Bonasa bonasia

Paria/km²



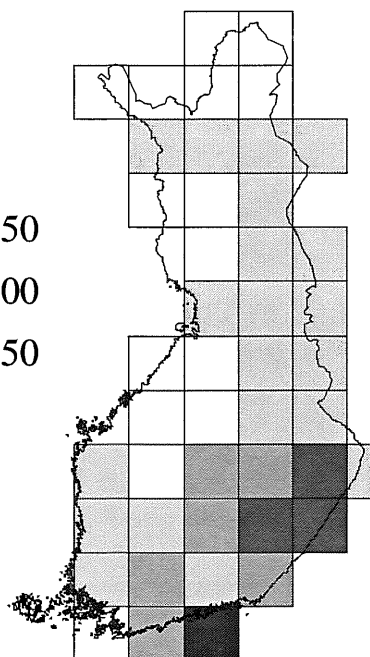
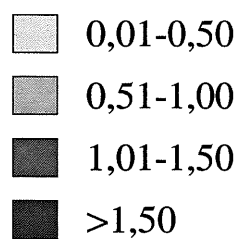
Idänuunilintu
Phylloscopus trochiloides

Paria/km²



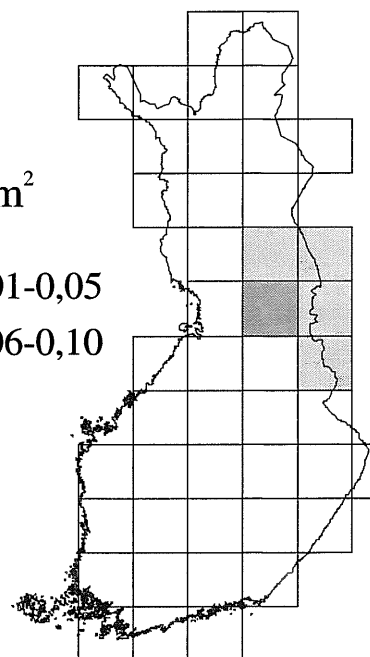
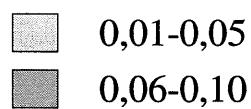
Peukaloinen
Troglodytes troglodytes

Paria/km²



Sinipyrstö
Tarsiger cyanurus

Paria/km²



Kuva 9. Neljän itäisen lajin (tiheys merkitsevästi korkeampi Itä-Suomessa) tiheys (paria/km²) suojelalueverkossa 100 x 100 km:n ruuduittain.

den muiden lajien, kuten käpytikan, kulorastaan, pikkusiepon, lapintiaisen, puukiipijän ja taviokuurnan, keskitiheys vaikutti olevan korkeampi maan itäosassa, mutta ei tilastollisesti merkitsevästi. Kahdeksan lajia oli siis merkitsevästi runsaampia Itä-Suomessa mutta ei yhtään Länsi-Suomessa. Tämä ero on tilastollisesti merkitsevä (Fisherin nelikenttätesti, $p = 0,005$) eli metsien lintulajit suosivat maan itäosien suojelualueita.

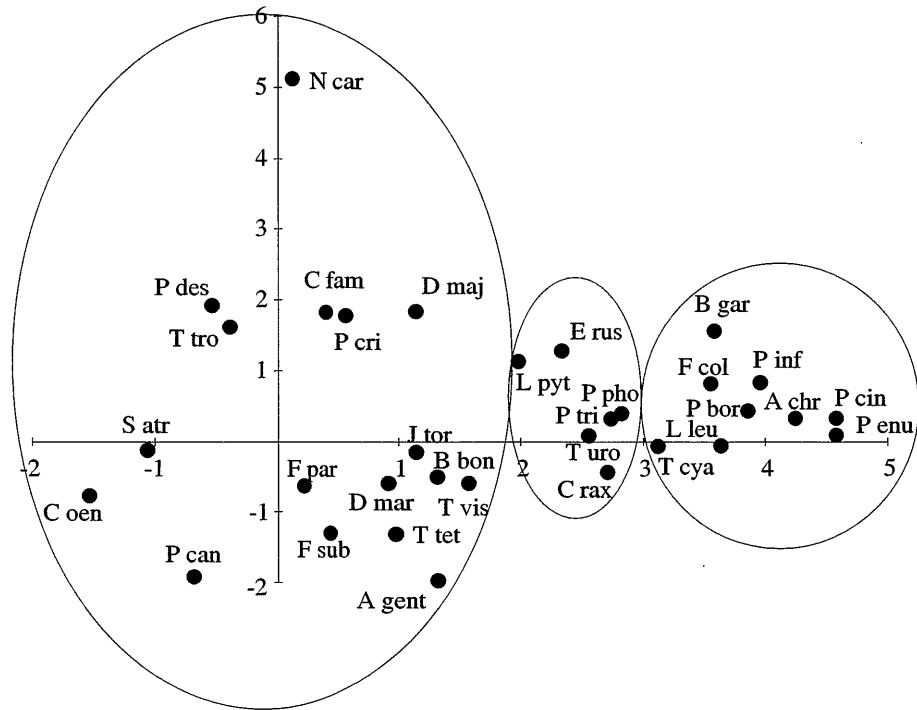
Metsämaan osuudessa maan länsi- ja itäosien suojelualueiden välillä on kuitenkin ero, sillä metsämaan osuus on maan itäosassa suurempi kuin länsiosassa, missä suojelualueilla on laajoja suoalueita. Länsi-Suomessa metsämaan osuus suojelualueilla 100 x 100 km:n ruuduissa on keskimäärin 36 % ja Itä-Suomessa 51 % suojelualueiden maa-alasta. Metsämaan osuuden vaihtelu pyrittiin vakioimaan, jolloin metsämaan osuutta eri ruuduilla pidettiin kovariaattina. Tämä kovarianssianalyysi oli mahdollista tehdä viidellä lajilla edellä todetuista kahdeksasta lajista, joilla tiheysero Länsi- ja Itä-Suomen välillä oli tilastollisesti merkitsevä (taulukko 6). Kaikilla näillä viidellä lajilla tiheysero Länsi- ja Itä-Suomen välillä oli metsämaan osuuden vakioinnin jälkeen kuitenkin edelleen tilastollisesti merkitsevä eli metsämaan osuuden vaihtelu ei selitä lajien tiheyseroa Länsi- ja Itä-Suomen suojelualueiden välillä.

Taulukko 6. Lajien tilastollisten tiheyserojen merkitsevyys Itä- ja Länsi-Suomen suojelualueiden välillä, kun suojelualueiden metsämaan osuus kussakin 100 x 100 km:n lohossa on kovariaattina (kovarianssianalyysi, ANCOVA). Vertailu tehty joko Etelä-Suomessa (vyöhykkeet 66-70) tai Pohjois-Suomessa (vyöhykkeet 71-77).

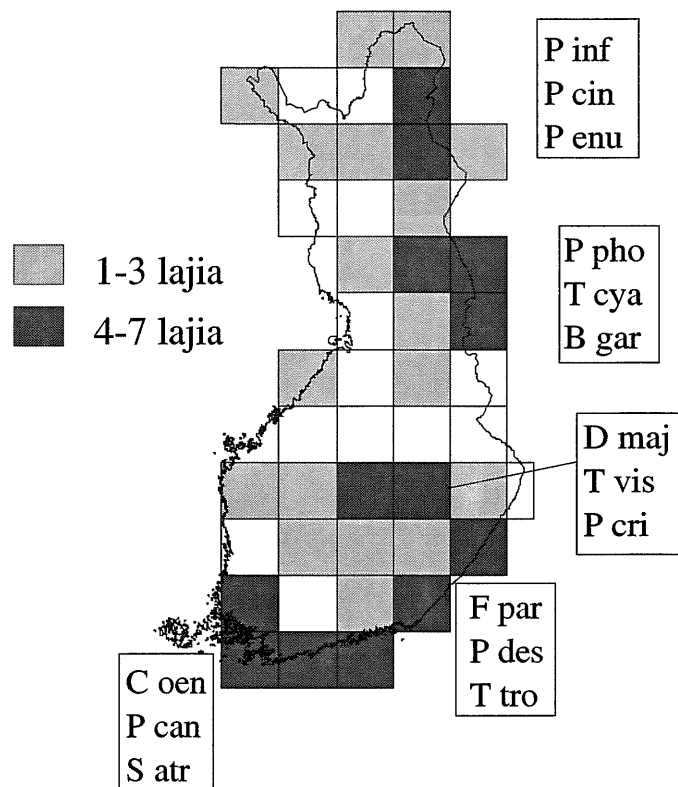
Laji	Alue	F	p
Pyy	Etelä-Suomi	8,42	<0,01
Pohjantikka	Pohjois-Suomi	4,54	<0,05
Tilhi	Pohjois-Suomi	4,44	<0,05
Peukaloinen	Etelä-Suomi	6,61	<0,05
Kuukkeli	Pohjois-Suomi	5,86	<0,05

Lajien esiintymistä suojelualueilla 100 x 100 km:n ruuduissa tarkasteltiin DCA-oordinaation (Detrended Correspondence Analysis, CANOCO-ohjelmisto) avulla (kuva 10). Tämän analyysin avulla voidaan lajien esiintymisen erot tuoda esille. X-akseli selitti 39,5 % havaitusta vaihtelusta ja y-akseli lisäsi selitysasetta 6,2 % eli suurin osa kuvassa 10 näkyvästä vaihtelusta selittyy lajien sijoittumisella x-akselille. Oordinaation perusteella voidaan erottaa kolme ryhmää: (1) Eteläiset lajit, jotka sijoittuvat kuvassa vasemmalle ja (2) pohjoiset, jotka sijoittuvat oikealle. (3) Näiden väliin jää kuuden lajin ryhmä, joiden tiheydet ovat korkeimmat Etelä-Suomen pohjoisosassa ja Pohjois-Suomen eteläosassa (metso, pohjantikka, leppälintu, pohjansirkku) sekä lajit, jotka ovat suojelualueverkossa levinneet tasaisesti koko maahan (korppi, isokäpylintu).

Lajien korkeimman tiheyden alueet eli lajien esiintymisen ns. 'hot spot'-alueet suojelualueverkossa pyrittiin määrittelemään siten, että kustakin lajista otettiin kolme korkeimman tiheyden 100 x 100 km:n ruutua suojelualueverkossa. Kuvassa 11 on näin esitetty lajimäärä kussakin ruudussa. Lajimäärien jakauma ruuduissa erosi merkitsevästi satunnaisjakaumasta ($\chi^2 = 21,61$, d.f. = 1, $p < 0,001$). Suojelualueverkossa oli viisi ruuturyhmää, joissa lajimäärä oli 4–7. Näille alueille tyypillisiä lajeja olivat mm. seuraavat: Koillis-Lapissa kuukkelin, lapintiaisen ja taviokuurnan tiheydet olivat korkeimmat, Kuusamon seudulla ja ympäristössä leppälinnun, sinipyrstön ja tilhen, Etelä-Suomen kaakkoisosassa pikkusiepon, idänuunilinnun ja peukaloisen ja Etelä-Suomen keskiosassa käpytikan, kulorastaan ja töyhtötiaisen. Etelä- ja lounaisrannikolla esim. uuttukyyhkyn, harmaapäätikan ja mustapääkertun tiheydet olivat selvästi korkeimmat.

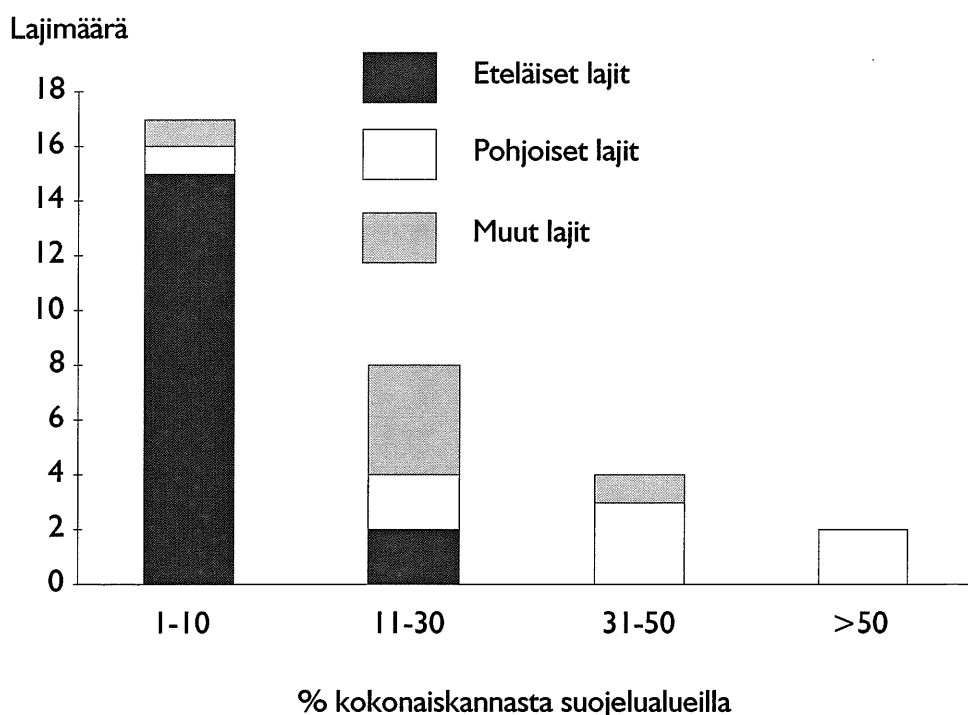


Kuva 10. DCA-oordinaatio, joka perustuu lajien esiintymiseen suojelualueverkossa 100 x 100 km:n ruuduittain (32 lajia, 45 ruutua). Lajeista esitetty tieteellisten nimien lyhenteet, ks. taulukko 1.



Kuva 11. Ne 100 x 100 km:n ruudut, joissa tässä tarkasteltavien 32 lajin tiheydet ovat korkeimmat. Kustakin lajista otettu kolme korkeimman tiheyden ruutua, ja kuvassa on esitetty ne ruudut, joissa on 4–7 lajin korkeimmat tiheydet, 1–3 lajin korkeimmat tiheydet, tai ruudussa ei esiinny minkään lajin kolmea korkeinta tiheyttä. Lajien tieteellisten nimien lyhenteet, ks. taulukko 1.

Suojelualueiden lintulaskentojen perusteella laskettiin koko suojelualueverkon kokonaisparimäärä kullekin lajille, ja sitä verrattiin koko maan parimääräarvioihin (Väisänen ym. 1998, kuva 12). Kahden pohjoisen lajin kannasta yli 50 % pesi suojelualueilla (maakotka, sinipyrstö) ja kolmen pohjoisen lajin (ampuhaukka, lapintiainen, kuukkeli) ja koko maahan levinneen korpin kannasta 31–50 % esiintyi suojelualueilla. Sen sijaan suurimmalla osalla eteläisistä lajeista (15 lajia) koko maan kannasta alle 10 % oli suojelualueilla. Vain kahden eteläisen lajin, pikkusiepon ja idänuunilinnun, kannasta yli 10 % oli suojelualueilla. Eteläisistä lajeista peräti 13:n kannasta $\leq 5\%$ oli suojelualueilla ja vain kahdella lajilla 6–10 % (kanahaukka, nuolihaukka). Lajeista, joiden esiintymisen painopiste oli Väli-Suomessa (metso, pohjantikka, leppälintu, pohjansirkku) 11–30 % maan kannasta esiintyi suojelualueilla.



Kuva 12. Eteläisten, pohjoisten sekä muiden lajien suojelualueilla olevan kannan osuus koko maan kannasta.

4

Tulosten tarkastelu

Rajasärkkä (1997) on linjalaskenta-aineiston avulla selvittänyt, kuinka suuri osa kunkin metsälajin kannasta pesii suojelualueilla. Hänen esittämänsä luvut poikkeavat joidenkin lajien osalta hieman tässä esitetyistä suojelualueilla pesivän kannan osuuksista. Koko maan kannanarviot ovat Rajasärkän julkaisun jälkeen joillakin lajeilla muuttuneet. Lisäksi Rajasärkän työssä suojelualueiden lintukantojen kokona käytettiin linjalaskentatuloksista laskettujen minimi- ja maksimiestimaattien keskiarvoa. Tässä työssä on käytetty minimikantaa, eli suojelualueiden linjalaskentojen tiheyden perusteella suoraan laskettua kannan kokoa, joka on vertailukelpoisin valtakunnallisiin laskentoihin. Rajasärkän laskelmat perustuivat myös karkeampaan aluejakoon kuin tässä työssä käyttämämme 100 x 100 km:n ruutujako.

Suojelualueverkon merkitys havu- ja sekametsien lajistolle vaihtelee suuresti. Useiden pohjoisten lintulajien kannasta merkittävä osa, yli kolmannes, pesii suojelualueilla. Sen sijaan lajeista, joiden levinneisyyden painopiste on Etelä-Suomessa, keskimäärin selvästi alle 10 % kannasta oli suojelualueilla. Havu- ja sekametsien lajeilla havaittiin maamme suojelualueverkossa viisi aluetta, joissa eri lajien tiheydet olivat korkeimmat. Näistä pohjoisimmalla suojelualueiden metsämaan osuus metsämaan alasta on varsin suuri, noin 40 %, Kuusamon seudulla se on noin 10 %. Sen sijaan kolmella eteläisimmällä alueella suojelualueiden metsämaan osuus metsämaan kokonaisalasta on vain 1–2 % (ks. Virkkala ym. 2000).

Lajien korkeammat tiheydet maan itäosassa heijastavat paitsi lajien itäistä levinneisyyskuvaa, myös todennäköisesti rajantakaista yhtenäistä metsäaluetta, missä monien lajien populaatiotiheydet ovat säilyneet korkeampina kuin pirstoutuneessa suomalaisessa metsämaisemassa. Mönkkönen ym. (2000) vertasivat Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelualueiden metsälinnustoa rajantakaiseen yhtenäiseen vanhan metsän alueeseen (Paanajärven kansallispuisto) ja havaitsivat, että vanhoja metsiä suosivien paikkalintulajien tiheys suojelualueilla vähenee etäisyyden itärajaan kasvaessa. Soiden lintulajistossa vastaavaa itäistä painotusta ei ole havaittavissa (Virkkala & Rajasärkkä 1999).

Lehtimetsälajiston mukaan ottaminen olisi todennäköisesti muuttanut lajiston esiintymiskuvaa. Varttuneissa lehtimetsissä esiintyvät lajit, kuten valkoselkätikka, pikkutikka, kuhankeittäjä ja pyrstötiainen ovat meillä runsaimmillaan Järvi-Suomessa, missä monien havumetsälintujen (esim. metso) tiheydet ovat alhaisemmat (esim. Väisänen ym. 1998). Rajasärkän (1997) mukaan pikkutikka-, kuhankeittäjä- ja pyrstötiaskannoista vain 1–3 % pesii suojelualueilla.

Suojellusta metsämaasta 78 % sijaitsee pohjoisborealisella vyöhykkeellä, missä metsämaasta on suojeltu keskimäärin 17 % (Virkkala ym. 2000). Laajankaan Pohjois-Suomen suojelualueverkon avulla ei kuitenkaan voida suojella lajistoa, jonka levinneisyyden painopiste on Etelä-Suomessa. Useita tämän tutkimuksen eteläisistä lajeista tavataan myös Pohjois-Suomen suojelualueverkossa, mutta näiden lajien tiheydet Pohjois-Suomessa ovat kuitenkin alhaiset Etelä-Suomeen verrattuna. Lajien taantuessa ne yleensä vähenevät voimakkaimmin juuri levinneisyytensä reuna-alueilla. Esimerkiksi töyhtötiainen on taantunut selvästi viimeisten 50 vuoden aikana (Väisänen ym. 1998). Tämä taantuminen on myös jatkunut

1990-luvulla talvilintulaskentojen perusteella (Väisänen 1998, 2000). Töyhtötiainen suosii laajoja, vanhoja havumetsiä (Virkkala ym. 1994, Virkkala 1996), tosin se esiintyy myös talousmetsissä. Töyhtötiainen on vähentynyt voimakkaimmin Pohjois-Suomessa (esim. Väisänen 2000), missä sen levinneisyysalue on supistunut todennäköisesti vanhojen metsien hakkuiden seurauksena, sillä lajia ei tavata enää niin pohjoisessa kuin 1940- ja -50-luvuilla (Järvinen & Väisänen 1979a).

Monet pohjoiset lajit, joiden kannasta merkittävä osa (> 30 %) pesii nykyisin suojelualueilla, ovat taantuneet viimeisten 50 vuoden aikana vanhojen metsien hakkuiden ja yhtenäisten metsäalueiden pirstoutumisen vuoksi. Tällaisia lajeja ovat lapintiaainen, kuukkeli ja taviokuurna (Järvinen & Väisänen 1979b, Virkkala 1987a, 1991, Väisänen ym. 1998). Pohjoisen laajoilla suojelualueilla on keskeinen merkitys näiden lajien elinvoimaisten populaatioiden säilyttämisessä (Virkkala 1991). Esimerkiksi vanhoja metsiä suosivan lapintiaisen levinneisyysalue on supistunut (Järvinen & Väisänen 1979a), 1940- ja -50-luvuilla lajin yhtenäinen esiintymisalue käsitti Kainuun (Merikallio 1958), missä se esiintyy nykyisin hyvin harvalukuisena lähinnä itärajan tuntumassa sijaitsevilla suojelualueilla (ks. Väisänen ym. 1998, Rajasärkkä & Virolainen 1995).

Myös uhanalaiseksi luokitellusta ampuhaukasta sekä korpista lähes puolet kannasta pesii suojelualueilla. Näiden lajien suojelualueilla pesivien kantojen suureen osuuteen vaikuttaa se, että molemmat lajit pesivät yleisenä myös tunturi-alueella (Väisänen ym. 1998). Tunturialueista (lakialueet joutomaalla) on suojeltu peräti 94 % (Virkkala ym. 2000).

Maakotkakanta on runsain Pohjois-Lapissa, missä myös suojelualueverkko on kaikkein tihein. Maakotkat pesivät mielellään tuntureiden ja vaarojen rinteillä, joita on runsaasti suojelualueilla ja mm. vanhojen metsien suojeluohjelmassa. Sinipyrstökannan suuri osuus suojelualueilla selittyy sillä, että Kainuun–Kuusamon alueella on suojeltu paljon nimenomaan lajin suosimia kuusivaltaisia vanhoja metsiä (Rajasärkkä 1996, Virkkala ym. 2000).

Eteläisistä lajeista vain pikkusiepon ja idänuunilinnun kannoista yli 10 % esiintyi suojelualueilla. Etelä-Suomessa on pyritty suojelemaan viimeisiä vanhoja metsiä. Pikkusieppo ja idänuunilintu suosivat eteläisistä lajeista kenties kaikkein selkeimmin vanhoja, luonnontilaisen kaltaisia metsiä, ja niiden tiheydet talousmetsissä ovat hyvin alhaiset.

Väli-Suomen suojelualueverkossa runsaimmat lajit ovat esiintymisessään painottuneet keskiborealiselle metsäkasvillisuusvyöhykkeelle. Nämä lajit pohjansirkkua lukuun ottamatta ovat selvästi taantuneet vanhojen metsien vähene-
misen ja yhtenäisten metsäalueiden pirstoutumisen seurauksena. Pohjansirkku-
kin on vähentynyt viime vuosikymmeninä, taantumisen syytä ei kuitenkaan tun-
neta (Väisänen ym. 1998). Leppälintu suosii vanhoja mäntymetsiä (esim. Virkkala
1987a, 1987b). Suojelualueiden mäntyvaltaisten metsien osuudessa metsämaalla ei
ole eroa hemi-eteläboreaalisen ja keskiboreaalisen vyöhykkeen välillä (ks. tauluk-
ko 9 julkaisussa Virkkala ym. 2000), vaikka lajin tiheys suojelualueilla on keskibor-
eaalisella vyöhykkeellä huomattavasti korkeampi kuin etelä- tai hemiboreaalisen
vyöhykkeellä. Pohjantikan korkeimmat tiheydet ovat Kainuun–Kuusamon alueel-
la, missä on suojeltu paljon lajin suosimia vanhoja, kuusivaltaisia metsiä (ks. tau-
lukot 9 ja 10 julkaisussa Virkkala ym. 2000). Metsokanta on vähentynyt Suomessa
selkeästi, valtakunnallisten metsäkanalintulaskentojen mukaan noin 70 % välillä
1964–1996 (RKTL:n metsäkanalintulaskennat teoksessa Väisänen ym. 1998). Talvi-
lintulaskentojen perusteella, joista suurin osa tehdään Etelä-Suomessa, metsokan-
ta on 40-vuotisjaksona 1956/57–1995/96 vähentynyt 90 % (Väisänen & Solonen
1997). Metso suosii laajoja vanhan metsän alueita (Virkkala 1996) ja kärsii metsä-
talouden aiheuttamasta metsien pirstoutumisesta (esim. Lindén & Pasanen 1987).
Sekä metson että myös voimakkaasti taantuneen teeren jälkeläistuotto on alhai-

nen pirstoutuneella metsäalueella (Kurki 1997). Elinvoimaisen metsokannan säilymiselle riittävän laaja, yhtenäisten metsien suojelualueverkko on keskeistä.

Metsälintulajiston monimuotoisuuden säilyttämisessä on oleellista, että suojelualueet sijaitsevat niillä alueilla, missä lajien alueelliset tiheydet ovat korkeimmat. Näitä korkeimman tiheyden alueita voidaan pitää eliömaantieteellisesti kaikin edustavimpina. Lajien taantuessa ne yleensä häviävät ensimmäiseksi reuna-alueilta ja suboptimaalisilta habitaateilta. Pohjois-Suomeen, pohjoisborealiselle metsäkasvillisuusvyöhykkeelle painottuva suojelualueverkkomme on erinomaisen tärkeä tälle vyöhykkeelle nykyisin levittäytyneelle lajistolle. Tämän tarkastelun viidestä ns. 'hot spot' -alueesta kaksi sijaitti pohjoisborealisella vyöhykkeellä. Sen sijaan hemi- ja eteläborealisella vyöhykkeellä metsien suojeluaste on alhainen, vaikka näillä vyöhykkeillä sijaitti kolme tämän tutkimuksen 'hot spot' -alueista. On huomattava, että lajien korkeimpien tiheyksien ruutujen jakauma erosi merkittävästi satunnaisjakaumasta, joten lajien korkeimpien tiheyksien alueet todella ovat keskittyneet. Hemi-, etelä- ja keskiborealiselle vyöhykkeelle esiintymisessään painottuneen lajiston säilyttäminen edellyttää nykyistä laajempaa metsien suojelualueverkkoa näillä vyöhykkeillä. Esimerkiksi tämän tutkimuksen eteläisistä lajeista suojelualueilla runsaslukuisin oli käpytikka, jonka suojelualuekanta oli noin 7 000 paria. Eteläisen lajin keski(mediaani)kanta suojelualueilla oli kuitenkin vain noin 500 paria.

Boreaalisen vyöhykkeen lajit ovat laajalle levinneitä. Kuitenkin tiettyyn osavyöhykkeeseen (pohjoisboreaalinen) keskittyneen suojelualueverkon avulla voidaan turvata vain osa boreaalisen vyöhykkeen lajistosta. Tämä johtuu siitä, että lajien tiheysmuutos on erittäin suuri etelä-pohjoinengradientilla. Myös länsi-itä-suunnassa havu- ja sekametsien lintulajien tiheyksissä suojelualueverkossa on huomattava vaihtelu. Näin ollen esitettäessä maamme metsien suojelun tunnuslukuja, kuten suojeltujen metsien osuutta kaikista metsistä, tulisi aina ottaa huomioon suojeltujen metsien osuuden erittäin suuri alueellinen vaihtelu (ks. Virkkala ym. 2000). Koko maan keskimääräinen metsien suojeluprosentti kertoo varsin vähän metsien suojelun ekologisesta merkityksestä lajistolle, sillä esimerkiksi tämän tutkimuksen 32 lintulajista vain kaksi oli levinnyt alueellisesti tasaisesti koko maan suojelualueverkkoon.

Kiitokset

Antti Below, Markku Vickholm ja Erkki Virolainen Metsähallituksesta laskivat merkittävän osan tämän työn linjoista, lisäksi linjalaskentoja teki lukuisa joukko muita Metsähallituksen rahoituksella. Antero Järvinen, Mikko Mönkkönen, Erkki Pulliainen, Pentti Rauhala ja Risto A. Väisänen antoivat käyttöömme omassa hallinnassaan olevia laajoja laskenta-aineistoja suojelualueilta. Harto Lindén ja Mikko Mönkkönen arvioivat ja kommentoivat käsikirjoitusta.

Kirjallisuus

- Airaksinen, O. 1996. Suomen Natura 2000. Natura 2000 -kohteilta koottavat tiedot. Suomen ympäristökeskuksen moniste 30, Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 96 s.
- Hanski, I. K., Mönkkönen, M., Reunanen, P. & Stevens, P. 2000. Ecology of the Eurasian flying squirrel (*Pteromys volans*) in Finland. Teoksessa R. Goldingay & J. Scheibe (toim.), Biology of gliding mammals. Filander Verlag, painossa.
- Järvinen, O. 1978. Species-specific census efficiency in line transects. *Ornis Scandinavica* 9:164-167.
- Järvinen, O. & Väisänen, R. A. 1975. Estimating relative densities of breeding birds by the line transect. *Oikos* 26:316-322.
- Järvinen, O. & Väisänen, R. A. 1976. Finnish line transect censuses. *Ornis Fennica* 53:115-118.
- Järvinen, O. & Väisänen, R. A. 1979a. Climatic changes, habitat changes, and competition: dynamics of geographical overlap in two pairs of congeneric bird species in Finland. *Oikos* 33:261-271.
- Järvinen, O. & Väisänen, R. A. 1979b. Changes in bird populations as criteria of environmental changes. *Holarctic Ecology* 2:75-80.
- Järvinen, O., Väisänen, R. A. & Enemar, A. 1978. Efficiency of the line transect method in mountain birch forest. *Ornis Fennica* 55:16-23.
- Kurki, S. 1997. Spatial variation in the breeding success of forest grouse: the role of predation in fragmented boreal forest landscapes. Turun yliopiston julkaisuja, Sarja A II. Osa 102. Turun yliopisto, Turku.
- Lindén, H. & Pasanen, J. 1987. Metsien pirstoutuminen metsokantojen uhkana. Suomen Riista 34:66-76.
- Merikallio, E. 1958. Finnish birds. Their distribution and numbers. *Fauna Fennica* V, 181 s.
- Mönkkönen, M., Huhta, E., Mäkelä, J. & Rajasärkkä, A. 2000. Pohjois-Suomen vanhojen metsien linnusto ja metsämaiseman muutos. *Linnut-vuosikirja* 1999:91-97.
- Rajasärkkä, A. 1996. Taigan tuulahdus sinipyrstö. *Linnut* 31 (3):20-28.
- Rajasärkkä, A. 1997. Linnut metsäsodan melskeissä. *Linnut* 32 (2):16-27.
- Rajasärkkä, A. & Virolainen, E. 1995. Ystävyysalueen luonnonsuojelualue – Korpien kuiskintaa Kuhmon ja Kostamuksen saloilla. *Linnut* 30 (4):20-25.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. 1992 (toim.). Uhanalaisten eläinten ja kasvien seuranta- ja toimikunnan mietintö. Komiteamietintö 1991:30, Ympäristöministeriö, Helsinki, 328 s.
- Rassi, P., Kanerva, T., Mannerkoski, I., Alanen, A., Hakalisto, S., Hanski, I., Lehtikainen, E., Ohenoja, E., Siitonen, J., Suvantola, L., Vitikainen, O. & Väisänen, R. 2000. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Uhanalaisten lajien II seurantaraportti. Ennakkopainos, 432 s.
- Tiainen, J., Martin, J.-L., Pakkala, T., Piironen, J., Solonen, T., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1980. Efficiency of the line transect and point count methods in a South Finnish forest area. *Proc. VI Int. Congr. Bird Census Work, Göttingen 1979*, s. 107-113.
- Virkkala, R. 1987a. Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 24:281-294.
- Virkkala, R. 1987b. Geographical variation in bird communities of old, intact forests in northern Finland. *Ornis Fennica* 64:107-118.
- Virkkala, R. 1991. Population trends of forest birds in a Finnish Lapland landscape of large habitat blocks: consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration? *Biological Conservation* 56:223-240.
- Virkkala, R. 1996. Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. Suomen ympäristö 16, Suomen ympäristökeskus, 53 s.
- Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. 1999. Suojelualueverkon merkitys suolintulajistolle. Käsikirjoitus, Luonnonsuojelualueverkon edustavuuden arvioinnin (SAVA) väliraportti.
- Virkkala, R., Korhonen, K. T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristö 395, Suomen ympäristökeskus, Metsäntutkimuslaitos, 49 s.

- Virkkala, R., Rajasärkkä, A., Väisänen, R. A., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1994. Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected areas in southern Finland? *Annales Zoologici Fennici* 31:173-186.
- Väisänen, R. A. 1998. Metsien tiaispärvien lajit taantuneet 1990-luvulla. *Linnut* 33 (4-5): 34-37.
- Väisänen, R. A. 2000. Talvilinnuston pitkäaikaismuutokset Suomen eri osissa. *Linnut-vuosikirja* 1999:16-24.
- Väisänen, R. A. & Solonen, T. 1997. Suomen talvilinnuston 40-vuotismuutokset. *Linnut-vuosikirja* 1996:70-97.
- Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Helsinki, 567 s.

Kuvailulehti

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus	Julkaisuaika Lokakuu 2000
Tekijä(t)	Risto Heikkinen, Pekka Punttila, Raimo Virkkala ja Ari Rajasärkkä	
Julkaisun nimi	Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahoppuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut.	
Tiivistelmä	<p>Tämä raportti on osa Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikön luonnonsuojelualueverkon edustavuuden arviointi (SAVA) -hanketta. Raportti koostuu kolmesta erillisestä tutkimuksesta, jotka käsittelevät olemassa olevan luonnonsuojelualueverkon sekä vahvistettujen suojeluohjelmien merkitystä metsien lajistollisen monimuotoisuuden säilyttämisessä.</p> <p>Tutkimusten perusteella metsien suojelualueiden määrä ja kokonaisala, erityisesti Etelä-Suomessa, on riittämätön turvaamaan lajiston monimuotoisuuden säilymisen. Pohjois-Suomen laaja metsien suojelualueverkko on perusteltu siellä esiintyvän lajiston turvaamiseksi, mutta sen avulla ei voida säilyttää levinneisyydeltään eteläistä lajistoa. Metsien suojeluohjelmien kohteet on valittu yleensä hyvillä perusteilla, ja ne sijaitsevat lajistollisesti arvokkailla alueilla.</p> <p>Lehtokasvien suojelualueverkon edustavuuden arvioinnissa tutkittiin toteutetun suojelun kattavuutta ja monipuolisuutta. Tulosten perusteella lehtojensuojeluohjelman kohteilla ja rauhoitetuilla lehdöillä on keskeinen osuus kasvilajistoltaan toisiaan hyvin täydentävien eli komplementaaristen kohteiden alueverkossa. Rauhoitetut lehdot ja etenkin lehtojensuojeluohjelman kohteet on valittu lajiston suhteen perustellusti. Toisaalta suojelulehtojen verkossa on myös puutteita. Etenkin kosteiden lehtojen ja lehtokorpien suojelualaa tulisi kasvattaa.</p> <p>Noin 5 000 metsiemme eliölajia, joista 800 on lahoppuukovakuoriaisia, on lahoppuusta riippuvaisia. Elinkeinoisten lahoppuukovakuoriaispopulaatioiden säilyttämistä tarkasteltiin ottamalla huomioon sekä metsäluonnon suojelualueverkko että talousmetsien avainbiotoopit ja uudistetut metsänkäsittelyohjeet. Lahoppuun määrän ja lahoppuukovakuoriaisten sekä muiden lahoppuusta riippuvaisten eliöryhmien lajirunsauden välillä on selvä positiivinen korrelaatio. Lahoppuun määrä Etelä-Suomen metsissä on vähentynyt 92–98 % luonnontilaiseen metsämaisemaan verrattuna. Ennusteiden mukaan tämä saattaa johtaa pitkällä aikavälillä lajimäärän puolittumiseen, joten yli 2 000 lahoppulajia on vaarassa kuolla sukupuuttoon maastamme. Lahoppuun määrää tulisi nopeasti kasvattaa sekä (olemassa olevien ja uusien) suojelualueiden metsien ennallistamistoimilla että lisäämällä lahoppuuta talousmetsissä eli koko metsämaisemassa.</p> <p>Suojelualueverkon merkitystä havu- ja sekametsien lintulajistolle tarkasteltiin koko maan suojelualueverkossa tehtyjen lintulaskentojen perusteella. Tutkimuksessa tarkasteltiin 32 lajia, jotka käsittivät useita uhanalaisia lajeja, taantuneita lajeja ja vanhoja metsiä suosivia lajeja. Tulosten perusteella nykyisen suojelualueverkko on edustava vain niille lajeille, joiden levinneisyyden painopiste on pohjoisborealisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä. Sen sijaan suojelualueet eivät turvaa hemi-, etelä- tai keskiborealiselle vyöhykkeelle keskittynyttä lajistoa. Tulokset korostavat maan etelä- ja itäosien metsien suojelun merkitystä metsälintupopulaatioiden säilyttämiselle.</p>	
Asiasanat	suojelualueverkko, lehtojen putkilokasvit, lahoppuukovakuoriaiset, metsälinnut	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 440	
Julkaisun teema	Luonto ja luonnonvarat	
Projektihankkeen nimi ja projektinumero	Luonnonsuojelualueverkon edustavuusarviointi (SAVA), XE030	
Rahoittaja/toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus, ympäristöministeriö	
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0790-1
	Sivuja 128	Kieli Suomi
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 74 FIM
Julkaisun myynti/jakaja	Oy Edita Ab, puh. (09) 566 0266, telekopio (09) 566 0380	
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki	
Painopaikka ja -aika	Oy Edita Ab, Helsinki 2000	

Presentationensblad

Utgivare	Finlands miljöcentral	Datum
		Oktober 2000
Författare	Risto Heikkinen, Pekka Punttila, Raimo Virkkala och Ari Rajasärkkä	
Publikationens titel	Naturskyddsnätets betydelse för skogsarter: lundarnas kärlväxter, skalbaggar av död ved, barr- och blandskogarnas fåglar	
Sammandrag	<p>Rapporten är en del av naturskyddsnätets utvärderingsprojekt (SAVA) genomfört av Finlands miljöcentrals natur- och markanvändningenhet. Rapporten består av tre delrapporter som behandlar de nuvarande naturskyddsområdenas och de fastslagna naturskyddsprogrammets betydelse i bevarandet av skogarnas artdiversitet. Forskningsresultaten påvisar att antalet skogsskyddsområden och -arealen, speciellt i södra Finland, är otillräcklig för bevarande av artmångfalden. Det välutvecklade nätet av skogsskyddsområden i norra Finland har betonats bevara den norra artrikedomen, men det är otillräckligt för skydd av sydligare arter. Skogsskyddsområdena har utvalts på vanligen goda grunder och de har lokaliserats till artrika värdefulla områden.</p> <p>I utvärderingen av etablerade lundskogsområden undersöktes skyddets omfång och mångsidighet. Enligt resultaten har områden tillhörande lundskyddsprogrammet och de skyddade lundarna en central roll i ett optimalt skyddsområdesnät. De skyddade lundarna och i sär områden tillhörande lundskyddsprogrammet har utvalts väl med tanke på artsammansättningen. Brister i lundskyddsnätet kan dock påvisas. Speciellt de fuktiga lundarnas och de lundartade kärrrens areal borde ökas.</p> <p>Omkring 5 000 skogsarter, av vilka ca 800 skalbaggar, är beroende av död ved. De vitala xylofaga skalbaggspopulationernas bevarande undersöktes genom att beakta såväl skogsskyddsområden som ekonomiskogarnas nyckelbiotoper och de förnyade skogshanteringsriktlinjerna. Det fanns en klar positiv korrelation mellan mängd död ved och xylofaga skalbaggar och andra organismer beroende av död ved. Mängden död ved har minskat med 92–98% i södra Finlands skogar jämfört med skogar i naturtillstånd. Enligt prognoser kan det här leda på långsikt till en halvering av artrikedomen, d.v.s. mer än 2 000 xylofaga arter är i risk att dö ut i Finland. Mängden död ved borde snabbt ökas både inom skogsskyddsområden med hjälp av restaureringsmetoder och genom tillskott av död ved i ekonomiskogarna.</p> <p>Naturskyddsnätets betydelse för barr- och blandskogsfåglararterna undersöktes i hela landet på basen av fågelräkningar inom naturskyddsområdena. Undersökningen riktades till 32 arter omfattande såväl flere hotade, tillbakagående som gammelskog prefererande arter. Enligt resultaten är de nuvarande skyddsnätet representativt enbart för de fågelarter vilkas utbredningstygndpunkt ligger inom den norra boreala vegetationszonen. Däremot tryggar inte skyddsnätet hemiboreala, syd- och mellanboreala faunaelement. Resultaten poängterar skydd av landets sydliga och östliga skogar för bevarandet av skogsfågelpopulationerna.</p>	
Nyckelord	naturskyddsnätet, lundarnas kärlväxter, xylofaga skalbaggar, skogsfåglar	
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 440	
Publicationens tema	Natur och naturtillgångar	
Projektets namn och nummer	Utvärdering av naturskyddsområden (Luonnonsuojelualueverkon edustavuusarviointi SAVA), XE030	
Finansiär/uppdragsgivare	Finlands miljöcentral, miljöministeriet	
Organisationer i projektgruppen		
	ISSN 1238-7321	ISBN 952-11-0790-1
	Sidantal 128	Språk Finska
	Offentlighet Offentlig	Pris 74 FIM
Beställningar/distribution	Oy Edita Ab, tel. (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380	
Förläggare	Finland miljöcentralen, Po Box 140, FIN-00251 Helsingfors, Finland	
Tryckeri/tryckningsort och -år	Oy Edita Ab, Helsingfors 2000	

Documentation page

Publisher	Finnish Environment Institute	Date												
		October 2000												
Author(s)	Risto Heikkinen, Pekka Punttila, Raimo Virkkala and Ari Rajasärkkä													
Title of publication	The significance of protected area network for forest-dwelling species: vascular plants of herb-rich forests, beetles dependent on dead wood, birds of coniferous and mixed forests													
Abstract	<p>This report is a part of the project 'Assessment of Finnish nature reserve networks', which is carried out in the Nature and Land Use Division in the Finnish Environment Institute. The report consists of three separate studies, which deal with the significance of existing protected areas network and reinforced protection programmes in maintaining forest biodiversity. According to the studies the amount and total area of protected areas, especially in southern Finland, is insufficient to preserve the biodiversity. The large reserve network of the northernmost Finland is well founded for the species existing there, but it cannot preserve species having a more southerly distribution. The sites of forest protection programmes have, in general, been selected properly and they are situated in valuable areas in terms of species' occurrence.</p> <p>The representativeness of reserve network for plant species of herb-rich forests was studied to estimate the cover and versatility of the protection being accomplished. According to the results sites of herb-rich forest protection programme and already protected herb-rich forests have an essential part in a complementary network of herb-rich forests. Protected areas and sites of herb-rich forest protection programme, in particular, are selected properly in terms of species of this habitat. On the other hand, there are also deficiencies in the reserve network. The herb-rich forest reserve network should be enlarged particularly by moist herb-rich forests and herb-rich spruce mires.</p> <p>In Finland there are about 5 000 species (saproxylic) dependent on dead wood, of which about 800 are beetles. Possibilities in maintaining viable populations of saproxylic beetles were considered by taking into account both forest reserve network and key habitats of managed forests and the new management recommendations. The volume of dead wood is correlated positively with the number of saproxylic beetle species and other saproxylic species. The volume of dead wood in southern Finnish forests has declined by about 92–98% compared with a natural forest landscape, which may according to the predictions cause the species numbers of saproxylic species to decrease by half in a long term. Thus, over 2 000 saproxylic species are in danger of extinction in Finland. The volume of dead wood should be increased rapidly by restoration of existing and new forest protection areas and by increasing the volume also in managed forests in the whole landscape matrix.</p> <p>The significance of protected areas network for the bird species of coniferous and mixed forests was studied based on bird censuses carried out in the reserve network of the whole country. The work consisted of 32 species, several of which are threatened, decreased or prefer old-growth or mature forests. According to the results the present reserve network is representative only for species which are concentrated to the northern boreal forest vegetation zone. In contrast, protected areas do not preserve species having their main distribution in hemiboreal, southern boreal or middle boreal forest vegetation zone. The results emphasize that in preserving forest bird populations the further protection of forests being situated in the southern and eastern parts of the country is essential.</p>													
Keywords	protected area network, vascular plants of herb-rich forests, saproxylic beetles, forest birds													
Publication series and number	The Finnish Environment 440													
Theme of publication	Nature and natural resources													
Project name and number, if any	Assessment of Finnish nature reserve networks, XE030													
Financier/ commissioner	Finnish Environment Institute, Ministry of the Environment													
Project organization	<table><tr><td>ISSN</td><td>ISBN</td></tr><tr><td>1238-7312</td><td>952-11-0790-1</td></tr><tr><td>No. of pages</td><td>Language</td></tr><tr><td>128</td><td>Finnish</td></tr><tr><td>Restrictions</td><td>Price</td></tr><tr><td>For public use</td><td>74 FIM</td></tr></table>		ISSN	ISBN	1238-7312	952-11-0790-1	No. of pages	Language	128	Finnish	Restrictions	Price	For public use	74 FIM
ISSN	ISBN													
1238-7312	952-11-0790-1													
No. of pages	Language													
128	Finnish													
Restrictions	Price													
For public use	74 FIM													
For sale at/ distributor	Edita Ltd, phone +358 9 566 0266, telefax +358 9 566 0380													
Financier of publication	Finnish Environment Institute, P.O. Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland													
Printing place and year	Edita Ltd, Helsinki 2000													

284. Leijting, Jorrit: Fuel peat utilization in Finland: resource use and emissions. Suomen ympäristökeskus.
285. Puustinen, Markku: Viljelymenetelmien vaikutus pintaerosioon ja ravinteiden huuhtoutumiseen. Suomen ympäristökeskus.
286. Ekokylän ekologinen tase. Neljän suomalaisen asuntoalueen arviointi kestävän kehityksen kannalta. Ympäristöministeriö.
287. Hoffrén, Jukka: Material Flow Accounting as a Measure of the Total Consumption of Natural Resources. Ympäristöministeriö.
288. Tynkkynen, Veli-Pekka: Environmental health in the Karelian Republic. The popular image of green forests and clean waters is a delusion. Pohjois-Savon ympäristökeskus.
289. Korhonen, Pekka; Rotko, Pia; Marttunen, Mika; Jarkoinen, Sirpa & Kiljunen, Pentti: Päijänteen, Konnivesi-Ruotsalaisen ja Kymijoen säännöstelyn vaikutukset. Kyselytutkimus alueen vakinaisten ja loma-asukkaiden kokemuksista ja odotuksista v. 1997. Suomen ympäristökeskus.
290. Tihlman, Tiina: Suomenlahden rannikkoalueiden kaavoitus Life 96 ympäristö-projekti. Uudenmaan ympäristökeskus.
291. Honkasalo, Antero: Kasvua vai kehitystä? Steady-state-talous ja kestävän kehityksen reunaehdot. Ympäristöministeriö.
292. Palmu, Jukka-Pekka: Moreenimuodostumien inventointi. Esitutkimus Pohjois-Uudenmaan ja Etelä-Hämeen alueella. Ympäristöministeriö.
293. Hudd, Richard & Kålx, Pia: Fiskyngelförekost och fiskbestånd i Kyrö älvs mynning 1980 - 1997. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
294. Asuntoliittistien tukien kestävä kehittäminen. Ympäristöministeriö.
295. Lovio, Raimo: Suuntaviivoja ympäristöraportointiin. Suomen ympäristökeskus.
296. Saura, Matti & Saukkonen, Sari: Etelä-Päijänteen kuormitus ja veden laadun turvaaminen. Tutkimushankkeen loppuraportti. Pirkanmaan ympäristökeskus.
297. Myllymäki, Pauliina; Turtiainen, T; Salonen, L; Helanterä, A; Kärnä, J & Turunen, H: Radonin poisto porakaivovedestä. Suomen ympäristökeskus.
298. Teppo-Pärnä, Viri & Pärnä, Seppo: Piikkiön kulttuuriympäristö. Kotiseutukirja. Lounais-Suomen ympäristökeskus.
299. Euroopan yhteisön Natura 2000-verkoston Suomen ehdotuksen hyväksymisestä. Ympäristöministeriö.
300. Metsien suojelupinta-alat. Suoelupinta-alaprojektin loppuraportti. Ympäristöministeriö.
301. Hännikäinen, Outi-Kristiina: Kansainvälistyvä kaupunkiympäristö. Ympäristöministeriö.
302. Ympäristömelun tutkimus ja sen kehittäminen. Ympäristöministeriö.
303. Söderman, Guy; Leinonen, Reima; Lundsten, Karl-Erik & Tuominen-Roto, Liisa: Yöperhosseuranta 1993 - 1997. Suomen ympäristökeskus.
304. Ympäristönäkökohdat julkisissa hankinnoissa. Selvitys nykytilasta Suomessa. Ympäristöministeriö.
305. Etelämäki, Lauri: Vedenkäyttö Suomessa. Suomen ympäristökeskus.
306. Kontula, Tytti; Lehtomaa, Leena & Pykälä, Juha: Someron Rekijokilaakson maankäytön historia, kasvillisuus ja kasvisto. Suomen ympäristökeskus.
307. Räsänen, Milja: Entsyymiaktiivisuuksien mittaaminen maanäytteistä - esimerkkinä fosfodiesteraasi ja arylsulfataasi. Suomen ympäristökeskus.
308. Sinisalmi, Tuomo; Mustonen, Teemu & Lahti, Markku: Päijänteen ja Konnivesi-Ruotsalaisen säännöstelyjen kehittäminen. Säännöstelyn vaikutukset rantojen virkistyskäyttöön. Suomen ympäristökeskus.
309. Lanki, Eija: Jätteiden tartuntavaarallisuuden tulkintakriteerit. Ympäristöministeriö.
310. Silvola, Matti: Saastuneiden maa-alueiden priorisointimallien arviointi - HRS/SASSIT, AGAPE ja PRIORI. Pirkanmaan ympäristökeskus.
311. Laakso, Seppo & Loikkanen, Heikki A.: Asuntomarkkinat ja asumisen tukijärjestelmät. Taustaa asuntopoliittikan kehittämiseksi. Ympäristöministeriö.
312. Pietiläinen, Olli-Pekka: Typpi ja fosfori Pien-Saimaan, Nuorajärven, Nerkoonjärven ja Kemijärven kasviplankton tuotannon säätelijöinä. Suomen ympäristökeskus.
313. Pietiläinen, Olli-Pekka ja Räike, Antti: Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. Suomen ympäristökeskus.
314. Riekkola-Vanhanen, Marja: Finnish expert report on best available techniques in ferrochromium production. Suomen ympäristökeskus.
315. Riekkola-Vanhanen, Marja: Finnish expert report on best available techniques in zinc production. Suomen ympäristökeskus.
316. Riekkola-Vanhanen, Marja: Finnish expert report on best available techniques in copper production and by-production of precious metals. Suomen ympäristökeskus.
317. Riekkola-Vanhanen, Marja: Finnish expert report on best available techniques in nickel production. Suomen ympäristökeskus.
318. Rantanen, Pirjo et al.: Biologisen fosforin- ja typenpoiston tehokkuus, prosessiohjaus ja mikrobiologia. Suomen ympäristökeskus.
319. Pirinen, Auli & Salminen, Markku: Käytössä olevan asuintalon huoltokirja. Laadinta - Käyttö - Esimerkki. Ympäristöministeriö.
320. Liponkoski, Markku: Fluori ja sen poistaminen talousvedestä. Suomen ympäristökeskus.
321. Korhonen, Pekka: Päijänteen ja Konnivesi-Ruotsalaisen säännöstelyjen kehittäminen. Suomen ympäristökeskus.
322. Pulliainen, Erkki; Korhonen, Kyllikki & Huuskonen, Markku: Perämeren mäteiden sukurauhasten kehityshäiriöt. Ongelman laajuus ja yhteydet muiden kalojen lisääntymishäiriöihin. Lapin ympäristökeskus.

323. Tallskog, Lasse; Kontio, Panu and Leskinen, Antti: Environmental assessment in public promotion of exports and investments to developing countries / prepared for the Ministry for Foreign Affairs of Finland. Suomen ympäristökeskus.
324. Lähiöuudistus 2000 - oppia menneestä ja suuntia tulevaisuuteen. Ympäristöministeriö.
325. Kleemola, Sirpa & Forsius Martin (eds.): 8th Annual Report 1999. UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. Suomen ympäristökeskus.
326. Saarinen, Kristina: Data production chain in monitoring of emissions. Suomen ympäristökeskus.
327. Partanen-Hertell, Marjut et al. :Raising environmental awareness in Baltic Sea area. Suomen ympäristökeskus.
328. Heikkilä, Mari: Vesijohtoverkon nitrifioivat bakteerit. Suomen ympäristökeskus.
329. Melanen, Matti; Ekqvist, Marko & Mukherjee, Arun; Aunela-Tapola, Leena; Verta, Matti & Salmikangas, Tuomo: Raskasmetallien päästöt ilmaan Suomessa 1990-luvulla. Suomen ympäristökeskus.
330. Siikanen, Antti; Säylä, Markku & Tahvanainen, Markku: Suomalaisten asumismenot. Ympäristöministeriö.
331. Nystén, Taina; Gustafsson, Juhani & Oinonen, Teemu: Pohjaveden kloridipitoisuudet ensimmäisen Salpausselän alueella. Suomen ympäristökeskus.
332. Kukkonen, Jaana: Synobakteereiden maksatoksiinien osoitusmenetelmien vertailu. Suomen ympäristökeskus.
333. Kananoja, Tapio: Kallioperän suojele- ja opetuskohteita Pirkanmaalla, Kanta-Hämeessä ja Päijät-Hämeessä. Ympäristöministeriö.
334. Organoklooriyhdisteet ja raskasmetallit Kymijoen sedimentissä; esiintyminen, kulkeutuminen, vaikutukset ja terveysriskit. Suomen ympäristökeskus.
335. Luoma, Päivi: Ympäristöjärjestelmiin liittyvä ympäristönsuojelun tason jatkuva parantaminen. Esimerkkinä massa- ja paperiteollisuus. Suomen ympäristökeskus.
336. Lankoski, Leena & Lankoski, Jussi: Economic globalisation and the environment. Ympäristöministeriö.
337. Östersjöns tillstånd. Ympäristöministeriö.
338. Ehdotus Suomen ympäristökeskuksen kehittämisestä. Ympäristöministeriön asettaman SYKE-työryhmän raportti Suomen ympäristökeskuksen kansainvälisen suositusten toimeenpanemisesta. Ympäristöministeriö.
339. Numminen, Samu: Fladat ja kluuvijärvet saaristomerellä. Lounais-Suomen ympäristökeskus.
340. Water protection targets for the year 2000. Ympäristöministeriö.
341. Aluearkkitehtitoiminnan kehittäminen. Ympäristöministeriö.
342. Mikkola, Aaro; Jaakkola, Olli & Sucksdorff, Yrjö: Valtakunnallisten maankäyttö-, peitteisyys- ja maaperäaineistojen muodostaminen. Ympäristöministeriö.
343. Strandell, Anna: Asukaskysely suomalaisista asuin ympäristöistä. Ympäristöministeriö.
344. Ristimäki, Mika: Ehdotus yhdyskuntarakenteen seurannan järjestämiseksi ja kehittämiseksi. Ympäristöministeriö.
345. Berninger, Kati: EU:n aluekehitysohjelmien ympäristöindikaattorit Suomessa. Suomen ympäristökeskus.
346. Öljyisten alusjätteiden vastaanotto satamissa - alusjätetyöryhmän mietintö. Ympäristöministeriö.
347. Gynther, Lea; Torkkeli, Sirpa & Ötterström, Tomas: Suomen teollisuuden päästöjen ympäristökustannukset. Tapaustarkasteluna metsäteollisuus. Ympäristöministeriö.
348. Luhanka, Juha: Useamman direktiivin alaiset rakennustuotteet. Ympäristöministeriö.
349. Hein, Kari; Pirinen, Auli & Salo, Petri: Toimitilakiinteistön huoltokirja. Ympäristöministeriö.
350. Tana, Jukka; Ruonala, Seppo & Ruoppa, Marja: Happikemikaalien käyttöön perustuvan massanvalkaisun ympäristövaikutuksia - Projektin yhteenvetoraportti. Suomen ympäristökeskus.
351. Tengvall, Jukka: Kaasujen käsittely bensiinillä saastuneen maaperän huokoskaasupuhdistuksessa. Uudenmaan ympäristökeskus.
352. Eerolainen, Riitta: Ympäristölupamenettelyn ympäristötaloudelliset näkökohdat. Hämeen ympäristökeskus.
353. Liukko, Ulla-Maija (toim.): Saukkokannan tila ja seuranta Suomessa. Suomen ympäristökeskus.
354. Housing of older people in the EU countries. Ympäristöministeriö.
355. Söderman, Guy: Diversity of pollinator communities in Eastern Fennoscandia and Eastern Baltics. Results from pilot monitoring with Yellow traps in 1997 - 1998. Suomen ympäristökeskus.
356. Schroderus-Härkönen, Seija; Markkanen, Sirkka-Liisa & Helo, Teppo: Kainuun ympäristön laadun kuvaus. Kainuun ympäristökeskus.
357. Marttunen, Mika & Järvinen, Erkki: Päijänteen säännöstelyn kehittäminen. Yhteenveto ja suositukset. Suomen ympäristökeskus.
358. Luosma, Kirsi & Hynynen, Raija: Sosiaalisten vuokra-asuntojen hakijoiden, hakumenettelyn ja asukasvalinnan vertailu Helsingissä ja Lahdessa. Ympäristöministeriö.
359. Tanninen, Timo & Hirvonen, Jukka: Housing allowance in Finland in the 1990's. Results of the cutbacks and evaluation of the effects. Ympäristöministeriö.
360. Mäkinen, Heikki: 2000-luvun vesipiirit. Näkemyksiä Euroopan unionin vesipolitiikan puitteiden direktiivin edellyttämästä aluejaosta. Suomen ympäristökeskus.
361. Gustafsson, Juhani: Tiesuolauksen riskikartoitus pohjavesialueilla - valtakunnallinen yhteenveto. Suomen ympäristökeskus.
362. Karvosenoja, Niko: National cost curve analysis SO₂ and NO_x emission control. Suomen ympäristökeskus.
363. Järvinen, Erkki, A: Konnivesi-Ruotsalaisen säännöstelyn kehittäminen - yhteenvetoraportti. Suomen ympäristökeskus.
364. Bäck, Saara & Lindholm, Tapio: Vesi- ja rantaluonnon monimuotoisuuden säilyttäminen.

- Selvitys vesiensuojelun tavoiteohjelmaa v.uotta 2005 varten. Suomen ympäristökeskus.
365. Penttinen, Katri: Pkt-yritysten ympäristönsuojelu. Ympäristöministeriö.
 366. Laukkanen, Kauko: Karjatilojen jätevesien käsittely maa- ja kivivillasuodattimissa. Pohjois-Savon ympäristökeskus.
 367. Siuntion kulttuuriympäristöohjelma. Kulturmiljöprogrammet för Sjundeå. Ympäristöministeriö.
 368. Haapala, Henna: Karjalan tasavallan metsiensuojelukeskustelun retoriikka-analyysi. Suomen ympäristökeskus.
 369. Ilomäki, Mika: Materiaalitehostamisen ja jätteen synnyn ehkäisyn mahdollisuudet pkt-yrityksissä- yrityksen näkökulma. Pirkanmaan ympäristökeskus.
 370. Töyrylä, Jouni & Ropponen, Jukka: Esteettömyys Joensuun Marjalassa. Ympäristöministeriö.
 371. Johansson, Matti & Lindström, Maria: National Integrated Assessment Modelling. Workshop Report. Suomen ympäristökeskus.
 372. Manninen, Pertti: Kunnostus- ja täydennysojituksen vesistövaikutuksia. Veden laatu, kuormitus ja vesiensuojelu. Etelä-Savon ympäristökeskus.
 373. Silvo, Kimmo; Melanen, Matti; Gynther, Lea; Torkkeli, Sirpa; Seppälä, Jyri; Kärmeniemi, Teller-vo & Pesari, Juha: Yhtenäisten päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi. Lähestymistapoja ympäristölupaprosessin tueksi. Suomen ympäristökeskus.
 374. Bilaletdin, Amer & Arvonen, Hannu (toim.): Vörtsjärven kunnostuksen ja suojelun yleissuunnitelma. Pirkanmaan ympäristökeskus.
 375. Siitonen, Pasi: Kihtelysvaaran kulttuuriympäristöohjelma. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus.
 376. OECD Environmental Performance Review. Finland's Progress Report. Ympäristöministeriö.
 377. Pohjanpitäjänlahden syvänteessä vuosina 1995 ja 1996 toteutettu hapetus. Alusveden vaihdunta sekä happi- ja suolataseet. Suomen ympäristökeskus.
 378. Kuntaohjaustyöryhmän muistio. Ympäristöministeriö.
 379. Hanski, Minna: Jokien rakeenteellisen tilan arviointi. Taustaa EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin toimeenpanolle Suomen virtavesissä. Suomen ympäristökeskus.
 380. Varjopuro, Riku & Furman Eeva: Kalankasvatuksen lupajärjestelmä. Ympäristöpoliittiset ohjauskeinot yrittäjän näkökulmasta. Suomen ympäristökeskus.
 381. Alatalo, Merja: Metsätaloustoimenpiteistä aiheutunut ravinne- ja kiintoainekuormitus. Suomen ympäristökeskus.
 382. Asuntopoliittinen strategia. Selvitysmiehen ehdotus. Ympäristöministeriö.
 383. Tenhunen, Jyrki & Seppälä, Jyri (toim.): Alueellinen ympäristöanalyysi. Esimerkkinä Etelä-Savo. Suomen ympäristökeskus.
 384. Polojärvi, Katja; Luoto, Miska & Heikkinen, Risto: Karttapohjainen tarkastelu geomorfologisten muodostumien suojelutilanteen arvioinnissa. Suomen ympäristökeskus.
 385. Biosidivalmisteiden markkinoille luovuttaminen. Direktiivin täytäntöönpanoa koskevat ehdotukset. Työryhmän mietintö. Ympäristöministeriö.
 386. Kellomäki, Erkki; Kanerva, Pertti & Toivonen, Heikki: Niinipuun (*Tilia cordata* Mill) olemassaolon taistelu pohjoisrajallaan Virroilla (PH). Hämeen ympäristökeskus.
 387. Johansson, Matti; Ahonen, Johanna; Amann, Markus; Bartnicki, Jerzy; Ekqvist, Marko; Forsius, Martin; Karvosenoja, Niko; Lindström, Maria; Posch, Maximilian; Suutari, Riku & Syri, Sanna: Integrated Environmental Assessment Modelling - Final Report of the Finnish Subproject EU/LIFE Project. Suomen ympäristökeskus.
 388. Kuusinen, Kaisu & Tornivaara-Ruikka, Riitta: Yhdyskuntarakenteen seurantajärjestelmän alueellisia käyttömahdollisuuksia. Uudenmaan ympäristökeskus.
 389. Pessa, Jorma & Anttila, Ilkka: Conservation of habitats and species on wetlands. A case of Liminganlahti Life Nature-Project in Finland. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
 390. Vehmas, Anne: Osallistumisen oppivuodet. Kokemuksia kaavoituskäytäntöjen kehittämisestä Tuusulassa vuosina 1992 - 1998. Ympäristöministeriö.
 391. Turtiainen, Markku: Vertailu ympäristövaikutusten arviointimenettelyssä. Ympäristöministeriö.
 392. Kemppainen, Samuli & Markkanen, Sirkka-Liisa: Ilman kautta tuleva kuormitus, sen alkuperä ja vaikutukset Kainuussa. Kainuun ympäristökeskus.
 393. Mähönen, Outi & Rissanen, Johanna (eds.): AMAP National Implementation plan 1998 -2003, Finland. Suomen ympäristökeskus.
 394. Hellsten, Seppo (toim.): Päijänteen säännöstelyn kehittäminen. Rantavyöhykkeen tila ja siihen vaikuttavat tekijät. Suomen ympäristökeskus.
 395. Virkkala, Raimo; Korhonen, Kari; Haapanen, Reija & Aapala, Kaisu: Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristökeskus.
 396. Johansson, Matti (ed.): Integrated Environmental Assessment Modelling - Final Report of the EU/Life Project. Coupling of CORINAIR Data to Cost-effective Reduction Emission Strategies Based on Critical Thresholds (LIFE97/ENV/FIN336). Suomen ympäristökeskus.
 397. Vartiainen, Perttu: Method of description for the urban network in the Baltic Sea Region. Ympäristöministeriö.
 398. Väänänen, Katja: Ympäristövaikutusten arviointimenettely tiehankkeiden päätöksenteossa. Ympäristöministeriö.
 399. Nurmi, Eeva: Kemikaalien hormonaaliset vaikutukset ympäristössä - kirjallisuuskatsaus ja kansainvälinen yhteistyö. Suomen ympäristökeskus.
 400. Kaljonen, Minna: Viljelijänäkökulmia ympäristönhoidossa. Tuottajien sitoutuminen maatalouden ympäristötukiohjelmaan. Suomen ympäristökeskus.
 401. Melanen, Matti; Palperi, Matti; Viitanen, Mikko; Dahlbo, Helena; Uusitalo, Seppo; Juutinen, Artti; Lohi, Tiina-Kaisa; Koskela, Sirkka & Seppälä, Jyri: Metallivirrat ja romun kierrätys Suomessa. Suomen ympäristökeskus.

402. Vesiensuojelun toimenpideohjelma vuoteen 2005. Åtgärdsprogram för skydd av vattnen fram till år 2005. Ympäristöministeriö.
403. Vuori, Veli-Matti; Aronsuu, Ilona & Meissner: Lyhytaikaisäänöstelyn vaikutukset Perhonjoen koskieliöstöön. Habitaattitutkimukset ja laboratoriokokeet vuosina 1997 - 1998. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
404. Rosenström, Ulla & Palosaari, Marika (toim.): Kestävyyden mitta. Suomen kestävän kehityksen indikaattorit 2000. Ympäristöministeriö.
- 404e. Rosenström, Ulla & Palosaari, Marika(eds.): Signs of Sustainability. Finland's indicators for sustainable development 2000. Ympäristöministeriö
405. Niemi, Jorma & Heinonen, Pertti (toim.): Ympäristön seuranta Suomessa. Suomen ympäristökeskus.
406. Furman, Eeva: Practical application of the UN/ECE Convention on Environmental Impact Assessment in a Transboundary Context. Final report of the workshop. Ympäristöministeriö.
407. Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman toteutuminen vuosina 1997 - 1999. Ensimmäinen seurantaraportti. Ympäristöministeriö.
408. Myllyniemi, Marjo & Lehvo, Anna-Maija: Suolilevän *in situ* kasvatus. Uudenmaan ympäristökeskus.
409. Kahilainen, Juha: Kohti kestävää verkostoyhteiskuntaa. Kestävä kehitys ja tietoyhteiskunta. Ympäristöministeriö.
410. Kaljonen, Minna: Vaikutusten arviointi liikennejärjestelmäsuunnitelman tukena. Tapaustutkimus pääkaupunkiseudulla. Suomen ympäristökeskus.
411. Laukkanen, Tuula & Sirviö, Ulla-Maija: Aravavuokra-asuntojen vuokravalvonta. Valtakunnallinen tilanne loka - marraskuu 1999. Ympäristöministeriö.
412. Sairinen, Rauno & Teittinen, Outi: Vapaaehtoiset ympäristösopimukset. Suomi kansainvälisessä vertailussa. Ympäristöministeriö.
413. Kauppila, Jussi: Teollisuusjätteiden hyödyntäminen maarakentamisessa. Lupasääntelyn kehittämistarpeet ja kehittämisvaihtoehdot. Suomen ympäristökeskus.
414. Niinioja, Riitta; Tanskanen, Anna-Liisa; Rummyantsev, Vladislav; Smirnova, Ljubov; Hildén, Mikael; Kontio, Panu & Filatov, Nikolai (eds.): Water management policy of large lakes . Tacis project TSP 40/97 DIMPLA Report of the tasks 4 and 5. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus.
415. Kautto, Petrus & Melanen, Matti: Teollisuus ja jätepoliittinen sääntely. Suomen ympäristökeskus.
416. Kiirikki, Mikko, Westerholm, Leena & Sarkkula, Juha: Suomenlahden levähaittojen vähentämismahdollisuudet. Suomen ympäristökeskus.
417. Ruoppa, Marja; Paasivirta, Jaakko; Lehtinen, Karl-Johan & Ruonala, Seppo: 4th International conference on environmental impacts of the pulp and paper industry proceedings of the conference 12 - 15 June 2000, Helsinki, Finland. Suomen ympäristökeskus.
418. Tammiranta, Anni: Selvitys Harjavallan maaperän saastuneisuudesta ja toimenpiteiden arviointi. Suomen ympäristökeskus.
419. Lindström, Marianne; Sahivirta, Elise & Saarinen, Kristina: Miten ympäristönsuojelulaki muuttaa lupapäätöksiä? Suomen ympäristökeskus.
420. Soveri, Jouko; Mäkinen, Risto & Peltonen, Kimmo: Pohjaveden korkeuden ja laadun vaihteluista Suomessa 1975 - 1999. Suomen ympäristökeskus.
421. Sorvari, Jaana: Mineraalisten teollisuusjätteiden maarakennuskäytön ympäristökriteerit. Suomen ympäristökeskus.
422. Veneiden melu ja aallokon muodostus. Ympäristöministeriö.
423. Lehtinen, Heli: Maaperänsuojelun toteutuminen paikallistasolla. Tapatutkimus kahdeksassa kunnassa. Suomen ympäristökeskus.
424. Sundgren, Regina (red.): Projekt skärgårdhus 2000. Ympäristöministeriö.
425. Vasara, Petri; Jäppinen, Hannu & Lobbas, Pia: A strategic concept for BAT in forest industry. Suomen ympäristökeskus.
426. Kustula, Virve; Salo, Hannu; Witic, Allan & Kaunismaa, Pekka: The Finnish background for EC documentation of best available techniques for tanning industry.
Kalliala, Eija & Talvenmaa, Päivi: The Finnish background for EC documentation of best available techniques for wet processing in textile industry. Suomen ympäristökeskus.
427. Kleemola, Sirpa & Forsius, Martin (eds.): 9th Annual Report 2000. UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. Suomen ympäristökeskus.
428. Luonnonvarojen kokonaiskäyttö Suomessa. Ympäristöministeriö.
429. Kananoja, Tapio: Kallioperän suojele- ja opetuskohteita Etelä-Pohjanmaalla, Keski-Pohjanmaalla ja Pohjanmaalla. Ympäristöministeriö.
430. Kautto, Petrus; Melanen, Matti; Saarikoski, Heli & Ilomäki, Mika: Suomen jätepolitiikan ohjauskeinot - vaikutukset, vaikuttavuus ja kehittymistarpeet. Suomen ympäristökeskus.
431. Grönroos, Juha & Seppälä, Jyri (toim.): Maatalouden tuotantotavat ja ympäristö. Suomen ympäristökeskus.
432. Tolvanen, Harri: Saaristomeren tombolat. Lounais-Suomen ympäristökeskus.
433. Carter, Timothy, R.; Hulme, Mike; Crossley, Jennifer, F.; Malyshev, Sergey; New, Mark, G.; Schlesinger, Michael. E. & Tuomenvirta, Heikki: Climate Change in the 21st Century - Interim Characterizations based on the New IPCC Emissions Scenarios. Suomen ympäristökeskus.
434. Tenhunen, Jyrki; Oinonen, Jaana & Seppälä, Jyri: Vesihuollon elinkaaritutkimus. Tampereen vesilaitoksen vaikutukset ympäristöön. Suomen ympäristökeskus.



LUONTO JA LUONNONVARAT

Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahoppuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut

Suomen ympäristökeskuksen Luonto- ja maankäyttöyksikössä aloitettiin ympäristöministeriön toimeksiantona vuonna 1997 maamme luonnonsuojelualueverkon edustavuutta tarkasteleva hankekokonaisuus (Suojelualueverkon arviointi eli SAVA). Nyt julkaistava metsien suojelualueverkkoa käsittelevä työ tarkastelee olemassa olevan luonnonsuojelualueverkon sekä vahvistettujen suojeluohjelmien merkitystä metsien lajistollisen monimuotoisuuden säilyttämisessä. Työ koostuu kolmesta eri eliöryhmiä käsittelevästä tutkimuksesta.

Tutkimusten mukaan metsien suojelualueiden määrä ja kokonaisala, erityisesti Etelä-Suomessa, on riittämätön turvaamaan lajiston monimuotoisuuden säilymisen. Mikäli Etelä-Suomen metsien suojelualueverkkoa ei laajenneta eikä talousmetsien hakkuukäytäntö olennaisesti muutu, erityisesti lahoppuusta riippuvaisten lajien häviäminen maastamme tulee olemaan määrällisesti merkittävää. Metsien suojeluohjelmien kohteet on valittu yleensä hyvillä kriteereillä, ja ne sijaitsevat lajistollisesti arvokkailla alueilla. Tutkimusten tulokset, kuten talousmetsien hoito-ohjeiden analyysi ja metsien ennallistamistarpeiden painottaminen, täydentävät syksyllä 2000 valmistuneen Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän johtopäätöksiä.

ISBN 952-11-0790-1

ISSN 1238-7312

EDITA Oyj
PL 800, 00043 EDITA, vaihde 020 450 00
ASIAKASPALVELU
puhelin 020 450 05, faksi 020 450 2380
EDITA-KIRJAKAUPPA HELSINGISSÄ
Annankatu 44, puhelin 020 450 2566



9 789521 107900